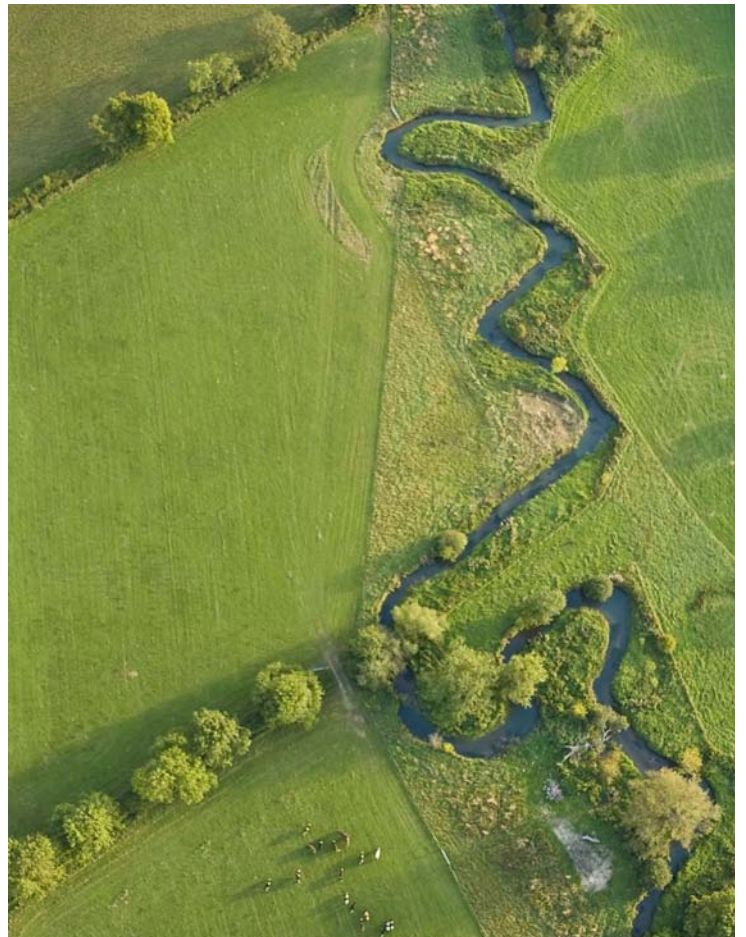




for a living planet®

Gewässerschutz und Landwirtschaft: Widerspruch oder lösbares Problem?

*Gewässerbelastungen durch diffuse Nährstoffeinträge
- Trends, Maßnahmen, Kosten und wer bezahlt wofür?*



VISIT...

LANZAROTE
Caliente.COM

Herausgeber: WWF Deutschland, Frankfurt am Main

Stand: Mai 2008

Autoren: Prof.-Dr.-Ing. Robert Holländer, Christopher Zenker, Britta Pielen, Marcel Fälsch (alle Institut für Infrastruktur und Ressourcenmanagement, Universität Leipzig), Keya Choudhury (Agentur Choudhury, Berlin)

Endredaktion und Kontakt: Tanja Dräger de Teran, WWF Deutschland, draeger@wwf.de

Layout: Astrid Ernst, Text- und Webdesign, Bremen

Produktion: Natascha S. Schuck, Panda Fördergesellschaft

Druck:

gedruckt auf 100% Recyclingpapier

© 2008 WWF Deutschland, Frankfurt am Main

Nachdruck, auch auszugsweise, nur mit Genehmigung des Herausgebers

Titelfoto: (c) istockphoto/fotoVoyager

Inhalt

Abbildungsverzeichnis	5
Tabellenverzeichnis	6
Boxenverzeichnis	6
1 Einleitung	7
1.1 Methodische Vorgehensweise	8
1.2 Struktur und Untersuchungsumfang des Berichtes	8
2 Nitratbelastung in Deutschland	9
2.1 Fakten zu Nitratbelastungen und Methoden	11
2.1.1 Nitratbelastungen von Grundwasser und Oberflächengewässern	11
2.1.2 Die Stickstoffbilanz – ein Indikator für Umwelt und Landwirtschaft	14
2.2 Wo liegen die Brennpunkte und deren Ursachen	17
2.3 Nitratbelastungen – ein Problem der Vergangenheit?	18
3 Politische und rechtliche Rahmenbedingungen	21
3.1 Entwicklung der Agrarpolitik - Integration des Gewässerschutzes	21
3.1.1 Unterstützt Cross Compliance den Gewässerschutz?	21
3.1.2 Modulation als zusätzliche Finanzquelle?	25
3.1.3 Honorierung des Gewässerschutzes durch Fördermittel für den ländlichen Raum (ELER)	26
3.2 Entwicklung des Gewässerschutzes in Deutschland und in der Europäischen Gemeinschaft	32
3.2.1 Die EG-Wasserrahmenrichtlinie – eine Chance für Europas Gewässer	32
3.2.2 Ziele und Neuerungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie	33
3.2.3 Umsetzung der WRRL in Deutschland und in den Bundesländern	35
3.2.4 Was bedeutet die WRRL für die Landwirtschaft?	38
3.2.5 Eine Chance für die Gewässer – eine finanzielle Herausforderung für die Landwirtschaft?	41
3.2.6 Fazit: WRRL und Landwirtschaft – Chancen und Herausforderungen	47
3.3 Weitere Rahmenbedingungen mit Relevanz für Landwirtschaft und Gewässerschutz	47
3.3.1 EU-Nitratrichtlinie und Düngeverordnung inkl. Regeln der guten Land- wirtschaftlichen Praxis (GLP)	47
3.3.2 Gute fachliche Praxis im Bereich des Boden- und Naturschutzes	50
3.3.3 Klärschlammrichtlinie	51
3.3.4 Grundwasserschutzrichtlinie	51
3.3.5 Fazit	52
4 Schnittstellen zwischen Landwirtschaft und Gewässerschutz	54
4.1 Agrar- und Wasserpolitik: Werden Schnittstellen genutzt?	54
4.2 Institutionelle Zusammenarbeit und Vernetzung der Akteure	55
4.3 Fazit	56
5 Gewinnung einwandfreien Trinkwassers	57
5.1 Grenzwerte für Nitrat im Trinkwasser	57
5.2 Abhilfemaßnahmen bei Grenzwertüberschreitung	57

5.3	End-of-Pipe-Lösungen	58
5.4	Kooperationen zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft	59
5.4.1	Rechtlich-politische Rahmenbedingungen	59
5.4.2	Finanzierung der Kooperationen	59
5.4.3	Gegenstand und Akteure der Kooperation	62
5.5	Fazit: Vorbeugende Maßnahmen oder End-of-Pipe Lösungen?	64
6	Kosten der Nitratminderung	65
6.1	Maßnahmen: Was kosten sie und was erreichen sie?	65
6.1.1	End of Pipe	65
6.1.2	Vorbeugende Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft	69
6.2	Umsetzbarkeit und Kostenträgerschaft von Maßnahmen	83
6.2.1	Umsetzbarkeit der Maßnahmen	83
6.2.2	Die Rolle des Verursacherprinzips bei der Finanzierung von Maßnahmen und die Verhältnismäßigkeit von Maßnahmekosten für die Landwirtschaft	89
6.3	Fazit	91
7	Reicht der rechtliche und politische Rahmen aus?	96
8	Schlussfolgerungen / Empfehlungen	102
9	Glossar	105
10	Literatur	107
	Gesetze, Richtlinien und Verordnungen	116
	Abkürzungen	118

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Häufigkeitsverteilungen der Nitratkonzentrationen	11
Abbildung 2:	Veränderung der Nitratbelastung des Grundwassers in Deutschland (181 Messstellen)	12
Abbildung 3:	Gesamtsituation Nitrat (Mittelwerte 2000-2002) an ca. 800 ausgewählten Grundwassermessstellen	13
Abbildung 4:	Entwicklung der Stickstoffüberschüsse in Deutschland nach Flächenbilanz	16
Abbildung 5:	Entwicklung der Stickstoffüberschüsse in Deutschland nach Gesamtbilanz	16
Abbildung 6:	Absatz von mineralischem Stickstoffdünger	17
Abbildung 7:	Stickstoffüberschüsse der Flächenbilanz in den Bundesländern	18
Abbildung 8:	Änderung der Grünlandfläche pro Jahr	23
Abbildung 9:	Mittel für die Förderung des ländlichen Raums, öffentliche Auf- wendungen (ELER-Mittel und nationale Mittel inkl. „top ups“)	30
Abbildung 10:	Zeitlicher Rahmen zur Umsetzung der WRRL	35
Abbildung 11:	Erreichung des guten Zustands	38
Abbildung 12:	Ergebnisse der Bestandsaufnahme für den guten chemischen Zustand des Grundwassers	40
Abbildung 13:	Forderungen von Artikel 9 in Bezug auf die Kostendeckung	44
Abbildung 14:	Kostenzusammensetzung lokaler Kooperationen in Hessen	61
Abbildung 15:	Kostenvergleich zwischen den End-of-Pipe Techniken	69
Abbildung 16:	Veränderung des N-Saldos und der N_{min} Werte seit Beginn der Beratung in Kooperationen mit mindestens zwei Jahren Laufzeit*	79
Abbildung 17:	Bewertung des Maßnahmenbündels Begrünung	85
Abbildung 18:	Bewertung der ökologischen Landwirtschaft	86
Abbildung 19:	Bewertung der Fachberatung	87
Abbildung 20:	Bewertung der Abgabe auf Stickstoffdünger Landwirtschaft	88
Abbildung 21:	Kostenvergleich zwischen Kooperationen und End-of-Pipe Techniken	95

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Konsequenzen bei Veränderung des Dauergrünlandanteils gegenüber Basiswert	23
Tabelle 2:	Maßnahmen der Nationalen Rahmenregelung mit Relevanz für den Gewässerschutz	28
Tabelle 3:	Aufwendungen der Bundesländer in Mio. EUR für Zahlungen im Rahmen von Natura 2000 und Zahlungen im Zusammenhang mit der WRRL (Code 213) und Agrarumweltmaßnahmen (Code 214) (2007-2013)	31
Tabelle 4:	Immissionskriterien zur Beurteilung der Gefährdung von Grundwasserkörpern aufgrund diffuser Quellen	36
Tabelle 5:	Übersicht der Finanzierung und Ausgleichszahlungen einzelner Bundesländer im Vergleich	60
Tabelle 6:	Beispiele für Freiwillige Vereinbarungen hinsichtlich grundwasserschonender Bewirtschaftung in Niedersachsen	63
Tabelle 7:	Wirksamkeit technischer Verfahren im Vergleich	67
Tabelle 8:	Definition der Bewertungskategorien	70
Tabelle 9:	Kosten-Wirksamkeit der Maßnahmen zur Nutzungsänderung von landwirtschaftlichen Flächen	72
Tabelle 10:	Kosten-Wirksamkeit der Maßnahmen zur Begrünung von Ackerflächen	74
Tabelle 11:	Kosten-Wirksamkeit der Maßnahmen zur Bodenbearbeitung	75
Tabelle 12:	Kosten-Wirksamkeit der Maßnahme ökologische Landwirtschaft	76
Tabelle 13:	Kosten-Wirksamkeit der Maßnahme einzelbetriebliche Beratung	78
Tabelle 14:	Kosten-Wirksamkeit von Kooperationen	80
Tabelle 15:	Auswirkungen einer Stickstoffsteuer auf das Einkommen der Referenzbetriebe	81
Tabelle 16:	Kosten-Wirksamkeit einer Abgabe/Steuer auf mineralischen Stickstoffdünger	82
Tabelle 17:	Übersicht über Düngemittelsteuern/ -abgaben und deren Wirkung	82
Tabelle 18:	Übersicht über die Umsetzbarkeit von Maßnahmen	89
Tabelle 19:	Zusammenfassende Darstellung: Kosten-Wirksamkeit der betrachteten Maßnahmen	92

Boxverzeichnis

Box 1:	Strategischer Ansatz zur Umsetzung der ELER-Verordnung	27
Box 2:	Ziele des Nationalen Strategieplans	27
Box 3:	Agrarumweltmaßnahmen im Rahmen der Förderung einer markt- und standortangepassten Landbewirtschaftung (MSL)	28
Box 4:	Bewertung der Nitratbelastung im deutschen Donaugebiet	39
Box 5:	Was ist neu an den Vorgaben zur Kostendeckung von Artikel 9	42
Box 6:	Artikel 9 konkret – Was sind Wasserdienstleistungen?	43
Box 7:	Artikel 9 konkret – Was sind Wassernutzungen?	44
Box 8:	Wie hoch ist ein „adäquater Beitrag“?	45
Box 9:	Anhang II der Richtlinie 91/676/EWG: Regeln der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft	49
Box 10:	Beispiele der Zusammenarbeit zwischen der Landwirtschaft und dem Gewässerschutz in den Ländern Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Bayern	56
Box 11:	Beratungsmaßnahmen im Rahmen von Kooperationen in Hessen	63

1 Einleitung

Nitrateinträge aus unterschiedlichen Quellen belasten sowohl das Grundwasser als auch die Oberflächengewässer mit nachteiligen Folgen für die Gesundheit und die Umwelt und einem erheblichen finanziellen Mehraufwand bei der Trinkwassergewinnung. Während für Punktquellen, wie z.B. Kläranlagen, Erfolge bezüglich des Rückganges der Emissionen erzielt werden konnten, richtet sich das Hauptaugenmerk zukünftig auf die Reduzierung der Emissionen von diffusen Quellen. Als Hauptverursacher diffuser Stoffeinträge besteht insbesondere für die Landwirtschaft zukünftig Handlungsbedarf.

Um die Gefährdung der menschlichen Gesundheit zu vermeiden, ist die Überwachung des Trinkwassers in Deutschland durch die Trinkwasserverordnung geregelt. Für Nitrat gelten die hier festgelegten, strengen Grenz- und Vorsorgewerte. Darüber hinaus beinhaltet auch die Nitratrichtlinie bzw. die Grundwasserrichtlinie den Grenzwert von 50 mg/l für Nitrat. Die Wasserrahmenrichtlinie berücksichtigt diesen Grenzwert für Nitrat durch entsprechende Verweise zu den erwähnten Richtlinien. Dennoch haben Messungen gezeigt, dass der Grenzwert für Nitrat in einigen Regionen Deutschlands deutlich überschritten wurde. Gründe hierfür liegen unter anderem in der Form und Intensität der jeweiligen Landnutzung bzw. landwirtschaftlichen Bewirtschaftung. Auch Stickstoffeinträge aus der Luft tragen zunehmend zur Überdüngung (Eutrophierung) von Böden, Gewässern und Ökosystemen bei, sind jedoch nicht Untersuchungsgegenstand der vorliegenden Studie.

Um die gesetzlich geregelten Werte einzuhalten, stehen vorsorgende Ansätze, die insbesondere in Trinkwasserschutzgebieten Relevanz besitzen, sowie technische Lösungen zur Wasseraufbereitung (End-of-Pipe) zur Verfügung. Beide Lösungen bedeuten einen erheblichen finanziellen Aufwand, der bisher von den Wasserversorgungsunternehmen bzw. von den Ländern und damit letztendlich von den Verbrauchern bzw. Steuerzahlern getragen wird.

Die Wasserrahmenrichtlinie stellt den Gewässerschutz vor neue Herausforderungen, um Grundwasser sowie Oberflächengewässer als Umweltressourcen langfristig zu erhalten: Bis zum Jahr 2015 sollen alle Gewässer der europäischen Gemeinschaft den „guten Zustand“ erreichen. Nach dem bisherigen Kenntnisstand kann dieses Ziel ohne weitere Maßnahmen für den deutlich überwiegenden Teil der Oberflächengewässer und rund die Hälfte der Grundwasserkörper in Deutschland nicht erreicht werden.

Vor diesem Hintergrund stellt der Bericht den bestehenden Rechtsrahmen dar und analysiert die institutionellen Strukturen. Darüber hinaus wird untersucht, welche Ansätze und Maßnahmen im Besonderen zur Minimierung der Nitratbelastung beitragen, wie hoch die Kosten dieser Maßnahmen sind und wer für die Kosten der Nitratreduzierung in den Gewässern aufkommen wird bzw. sollte.

Nach Artikel 9 der Wasserrahmenrichtlinie sollen Wassernutzungen – und dazu zählt die Landwirtschaft – künftig einen angemessenen Beitrag zur Deckung der finanziellen und der Umwelt- und Ressourcenkosten von Wasserdienstleistungen leisten. Für die Trinkwasserbereitstellung, aber auch für die Umsetzung der WRRL im Allgemeinen, würde die Anwendung dieser Vorgaben bedeuten, dass die Landwirtschaft als Verursacher von Umweltbeeinträchtigungen durch diffuse Stickstoffeinträge in stärkerem Maße für die Kosten zur Reduzierung von Nitratbelastungen aufkommen müsste: Die Begrenzung des Verursacherprinzips für den Sektor Landwirtschaft auf die Einhaltung der Guten Fachlichen Praxis wird vor dem Hintergrund dieser ambitionierten Ziele infrage gestellt. Entsprechend gilt es zu prüfen, ob die bisherigen Regelungen zur Reduktion diffuser Einträge aus der landwirtschaftlichen Nutzung in die Gewässer ausreichen und welche Potenziale eine stärkere Integration der Politikbereiche Landwirtschaft und Wasserwirtschaft zukünftig bieten kann.

1.1 Methodische Vorgehensweise

Die Komplexität und Interdisziplinarität der Fragestellungen rund um die Kosten von Nitratreinträgen für den Gewässerschutz und die Trinkwasserbereitstellung führen dazu, dass die benötigten Informationen in verschiedenen Institutionen und Forschungszusammenhängen in den Bereichen Trinkwasserbereitstellung, Gewässerschutz, Landwirtschaft und ländliche Entwicklung vorliegen. Neben einer großen Anzahl an Publikationen konnte auf jüngste Forschungsergebnisse im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie sowie der Entwicklung der ländlichen Entwicklungsprogramme und der Verabschiedung der neuen Düngeverordnung zurückgegriffen werden. Neben der Recherche und Analyse einschlägiger Literatur wurden umfangreiche Interviews mit Behördenvertretern, Nichtregierungsorganisationen und Wissenschaftlern durchgeführt. Die Einschätzungen der Akteure im Spannungsfeld Landwirtschaft und Wasserwirtschaft dienten gleichzeitig auch der Aktualisierung vorhandener Literaturquellen. Bei der Auswahl der Interviewpartner wurde auch auf ein angemessenes Gleichgewicht zwischen Landwirtschaft und Gewässerschutz sowie auf die regionale Balance durch die Einbeziehung verschiedener Bundesländer geachtet.

In diesem Zusammenhang sollte jedoch betont werden, dass nicht alle Bundesländer berücksichtigt werden konnten und dieser Bericht aufgrund der Aktualität der Fragestellung und der laufenden Umsetzungsprozesse nur einen momentanen Stand wiedergeben kann. So haben sich während der Bearbeitung des Vorhabens bereits erhebliche Informationszugewinne (bspw. in Bezug auf die Kosten von Maßnahmen zur Nitratreduzierung im Umsetzungsprozess der EG-Wasserrahmenrichtlinie und zu deren geplanten Finanzierung) ergeben.

1.2 Struktur und Untersuchungsumfang des Berichtes

Dieser Bericht gliedert sich in acht Kapitel. Nach einer Darstellung der Aktualität und der Relevanz der Nitratproblematik für den Gewässerschutz und die Trinkwasserbereitstellung (Kapitel 2) werden die notwendigen rechtlichen und politischen Hintergründe aus der Perspektive der Landwirtschaft bzw. der ländlichen Entwicklung sowie der Wasserwirtschaft, bzw. der Wasserbewirtschaftung aufgezeigt (Kapitel 3). Dabei liegen die Schwerpunkte auf der Ausgestaltung und den Instrumenten der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) und ländlichen Entwicklung auf europäischer und nationaler Ebene sowie auf den Neuerungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) und ihren Auswirkungen für die Landwirtschaft. Weitere Rahmenbedingungen, wie die Nitratrichtlinie und die Düngeverordnung, die Klärschlammrichtlinie, die Grundwasserschutzrichtlinie sowie relevante Regelungen im Bereich des Boden- und Naturschutzes werden ebenfalls mit Bezug zum oben skizzierten Themenfeld dargestellt. Darauf aufbauend zieht Kapitel 4 erste Schlussfolgerungen in Bezug auf besondere Schnittstellen zwischen den beiden Politikfeldern und deren Berücksichtigung im Umsetzungsprozess bestehender Gesetzgebung.

Nachdem der rechtliche und politische Rahmen gesetzt wurde, widmet sich Kapitel 5 den Hintergründen der Gewinnung einwandfreien Trinkwassers und nimmt eine Abwägung zwischen technischen Verfahren zur Nitratminderung und Kooperationen zwischen Landwirtschaft und Wasserversorgungsunternehmen vor. Im nachfolgenden Kapitel 6 werden die Kosten der Nitratminderung analysiert und eine Vielzahl an Maßnahmen zur Reduzierung der Nitratbelastung hinsichtlich ihrer Wirksamkeit und der mit ihnen verbundenen Kosten verglichen. Zusätzlich werden die Akzeptanz und die Durchsetzbarkeit dieser Maßnahmen, sowie die mögliche Kostenträgerschaft bzw. die Finanzierung von Maßnahmen diskutiert. Kapitel 7 beleuchtet die bestehenden Abstimmungs- und Umsetzungsdefizite und den verbleibenden Handlungsbedarf. Im abschließenden Kapitel 8 werden die Schlussfolgerungen und politische Handlungsempfehlungen der Studie in Form von Thesen zusammengefasst.

2 Nitratbelastung in Deutschland

Das folgende Kapitel geht zunächst allgemein auf die Trinkwasserversorgung in Deutschland, die Wege des Nitratreintrags in die Gewässer, die Ursachen des diffusen Nitratreintrags sowie die Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt ein. In den weiteren Abschnitten werden die Fakten hinsichtlich der Überschreitung der Grenzwerte sowie des Ausmaßes der Nitratbelastung von Grund- und Oberflächengewässer in Deutschland beschrieben. Darüber hinaus werden der Eintragsweg von Nitrat und das Ausmaß der Nitratbelastung durch die Landwirtschaft erläutert.

Trinkwasserversorgung in Deutschland

In Deutschland stammen drei Viertel (rund 74 Prozent) des für die Trinkwasserversorgung geförderten Wassers aus dem Grundwasser (UBA 2005), der Rest aus Oberflächenwasser und Quellwasser (UBA 2006). Damit stellt das Grundwasser in den meisten Bundesländern die bedeutendste Quelle für die Trinkwasserversorgung dar. In Großstädten wie Bremen, Hamburg und Berlin wird Trinkwasser zu 100 Prozent aus Grundwasser gewonnen, während beispielsweise in Brandenburg 89 Prozent, in Hessen 82 Prozent und in Bayern 71 Prozent des Trinkwassers aus Grundwasser gewonnen werden. In einigen Bundesländern macht jedoch auch die Trinkwasserversorgung aus Oberflächengewässern einen bedeutenden Anteil aus, allen voran Sachsen mit circa 68 Prozent, gefolgt von Nordrhein-Westfalen mit 56,6 Prozent und Baden-Württemberg mit knapp 39 Prozent (FORUM TRINKWASSER 2006). Entscheidend für eine zuverlässige Wasserversorgung ist nicht nur eine ausreichende Wassermenge sondern auch eine gute Qualität des Trinkwassers. Hohe Nitratgehalte im Grund- und Oberflächenwasser beeinträchtigen daher unmittelbar die Wasserversorgung (POTT 2004).

Wege des Nitratreintrags

Nitrat wird entweder über den Weg der Versickerung in das Grundwasser eingetragen oder gelangt über das Grundwasser, Dränwasser, Abschwemmung und Erosion in die Oberflächengewässer. Der Anteil der diffusen Stickstoffeinträge in den Jahren 1998 bis 2000 liegt in Deutschland bei rund 80 Prozent bezogen auf den Gesamteintrag (BMU 2005). Darunter war der Weg über das Grundwasser mit 56 Prozent der Bedeutendste. Urbane Flächen, atmosphärische Deposition, industrielle Direkteinleiter und kommunale Kläranlagen stellen

weitere Eintragswege mit deutlich geringeren Eintragsmengen dar (BMU 2006B).¹

Hauptverursacher für diffuse Einträge in Grundwasser und Oberflächengewässer ist die Landwirtschaft. Die Nitratreinträge in die Oberflächengewässer durch die Landwirtschaft sind größtenteils erosionsbedingt. Begünstigt wird dieser Effekt durch bestimmte Witterungsverhältnisse (z.B. Starkregenereignisse) oder die Hangneigung der bewirtschafteten Flächen (BUSCH-HÜTER ET AL. 2004).

Auswirkungen von Nitrat auf Mensch und Umwelt

Nitrat im Trinkwasser kann in zu hohen Konzentrationen negative Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit – vor allem von Säuglingen – besitzen (UBA 2004). Dabei geht die Gefährdung in erster Linie nicht vom Nitrat selbst aus, sondern vom Umwandlungsprodukt Nitrit, welches die Gesundheit des Menschen auf zwei Arten gefährden kann: Zum einen kann Nitrit insbesondere bei Säuglingen unter 3 Monaten eine „Methämoglobinämie“ im Blut auslösen, die verhindert, dass Sauerstoff in die Gewebe transportiert wird. Organe wie das Zentralnervensystem und das Herz können durch den entstehenden Sauerstoffmangel stark geschädigt werden. Zum anderen kann Nitrit sogenannte „Nitrosamine“ im Magen bilden. In Tierversuchen konnte bisher die krebserzeugende Wirkung von Nitrosaminen nachgewiesen werden. Die Entstehung von Nitrosaminen im menschlichen Körper sollte daher vermieden werden (LEPPER UND LESSING 2007).²

Nitrate beeinflussen zudem auf vielfältige Weise die Umwelt. Nitratreinträge in die Gewässer begünstigen z.B. das Algenwachstum, das wiederum vielfältige negative Auswirkungen auf die Gewässer besitzt. Ein starkes Algenwachstum führt zu Sauerstoffmangel, der u.a. Fischsterben auslösen kann. Ferner erschwert starkes Algenwachstum die Aufbereitung von Trinkwasser.

Weiterhin stellt der Einsatz von Düngemitteln und die damit einhergehende Eutrophierung der Landschaft eine der Hauptursachen für den Verlust der biologischen Vielfalt dar, da die Umweltmedien Boden und Wasser durch Stickstoffeinträge stark belastet werden (SRU, 2007).

¹ Der neue Nitratbericht ist in Vorbereitung. Neue Zahlen liegen nicht vor. Von Seiten der Experten wird jedoch davon ausgegangen, dass dieser Wert weiterhin Gültigkeit besitzt.

² Das LGL ist in Bayern „Unabhängige Stelle“ nach der Trinkwasserverordnung 2001 (§ 15 Abs. 5) und überprüft Untersuchungslabors für Trinkwasser.

Ursachen diffuser Nitratbelastung

Nitratbelastungen des Grundwassers treten selten naturbedingt durch verstärkte Mineralisierungsvorgänge organischer Substanz im Boden auf (z.B. nach einem Windwurf im Wald), sondern sind in der Regel anthropogen bedingt. Durch die Düngung mit Wirtschaftsdünger³ oder mineralischem Dünger wird dem Boden Stickstoff direkt in Form von Nitrat zugeführt. Nitrat, das nicht von Pflanzen aufgenommen wird, wird ausgewaschen und gelangt ins Grundwasser (POTT 2004). Die Höhe des Nitrataustrages mit dem Sickerwasserstrom wird von verschiedenen Faktoren beeinflusst, die bei der Entwicklung von Maßnahmen zur Nitratminderung als „Stellschrauben“ dienen:

- Nitratkonzentration im Boden
- Größe und zeitliche Verteilung der Sickerwassermenge
- Art und Dauer des Pflanzenbewuchses (BOBE ET AL. 2003)
- Bodenart (Sand, Ton oder Schluff, Humusgehalt und biologische Aktivität)
- Stickstoffdüngung (Art, Menge, Zeitpunkt)
- Bodenbearbeitung (Bodenlockerung und -durchlüftung, Drainagen)

Landesweites Nitrat-Aktionsprogramm in Deutschland

Nach den Vorschriften der europäischen Nitratrichtlinie 91/676/EWG (siehe Abschnitt 3.3.1.1) waren die Mitgliedsstaaten der Europäischen Union aufgefordert, Aktionsprogramme zugunsten der gefährdeten Gebiete zu erstellen, die 1995 anlaufen sollten. Die Mitgliedsstaaten kamen dieser Verpflichtung nur mit Verzögerung nach. Lediglich Dänemark, Deutschland, Luxemburg, Österreich und Schweden haben der Europäischen Kommission bis zum 30. Juli 1997 ihr Aktionsprogramm mitgeteilt. Deutschland hat, im Gegensatz zu anderen Mitgliedsstaaten der Europäischen Union, die Vorschriften der EU-Nitratrichtlinie nicht auf den Schutz von Gewässern in besonders sensiblen Gebieten beschränkt sondern wendet diese landesweit an (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2007E). Die Vorschriften der europäischen Nitratrichtlinie wurden

mit der Düngeverordnung von 1996 (siehe Abschnitt 3.3.1.2) in nationales Recht umgesetzt.

Für die Überwachung und Kontrolle der Grundwasserqualität und damit auch für die Einhaltung der Nitratrichtlinie sind in Deutschland die Bundesländer zuständig, welche landeseigene Messnetze eingerichtet haben (siehe Abschnitt 2.1).

Berichtspflichten

Die Mitgliedstaaten der Europäischen Union sind verpflichtet, der Europäischen Kommission über den Stand der Umsetzung der Nitratrichtlinie in regelmäßigen Abständen zu berichten. Der letzte Bericht wurde im Jahr 2004 von den Mitgliedsstaaten vorgelegt und bildet die Berichtsperiode 2000 bis 2003 ab. Die EUROPÄISCHE KOMMISSION (2007B) hat die Berichte der Mitgliedsstaaten zusammengefasst und kommt zu dem Ergebnis, dass sich die Überwachung der Nitratbelastung in den Mitgliedsstaaten verbessert hat und die Berichte der Mitgliedsstaaten insgesamt eine höhere Qualität aufweisen als in der vorangegangenen Berichtsperiode. Die Kommission betont weiter eine qualitative Verbesserung der Aktionsprogramme. Zurzeit wird der dritte Nitratbericht in Deutschland erarbeitet, welcher voraussichtlich 2008 erscheinen wird.

In Kapitel 2.1 werden ausgewählte Ergebnisse auf der Grundlage des zweiten bundesdeutschen Nitratberichts dargestellt.

Messnetze für die Überwachung der Nitratbelastung in Deutschland

Zur Überwachung der Nitratbelastung des Grundwassers wurden 1995 von den Bundesländern 181 Messstellen ausgewählt, bei denen der Verdacht einer signifikanten Nitratbelastung bestand (Belastungsmessnetz). Nachdem Deutschland von der Europäischen Kommission wegen seines „unausgewogenen“ und zu wenig Messstellen umfassenden Messnetzes kritisiert wurde, wurde ein Messnetz mit ca. 800 repräsentativen Messstellen eingerichtet, das eine Gesamtübersicht über die Nitratbelastung im oberflächennahen Grundwasser Deutschlands liefern soll. Mit Hilfe dieses Messnetzes kann jedoch nicht jede lokale Gegebenheit wiedergegeben werden (BMU 2004).

³ Als Wirtschaftsdünger werden organische Substanzen bezeichnet, die in der Land- und Forstwirtschaft anfallen und zur Düngung eingesetzt werden. Sie können von Tieren und Pflanzen stammen. Tierische Wirtschaftsdünger sind zum Beispiel Gülle, Jauche und Mist. Zu den pflanzlichen Substanzen zählen vor allem Stroh, welches nach der Getreideernte in den Boden eingearbeitet wird, Gründüngung durch Zwischenfrüchte, Rindenmulch und sonstige Pflanzenrückstände.

Auch für die Beobachtung der Oberflächengewässer wurden Ländermessstellennetze eingerichtet, an deren Messstellen die Nitratbelastung regelmäßig untersucht wird (12-26 mal pro Jahr). Eine repräsentative Auswahl dieser Messstellen nach bundeseinheitlichen Kriterien umfasst 152 Messstellen (LAWA-Messstellennetz) (BMU 2004).

2.1 Fakten zu Nitratbelastungen und Methoden

Zur Abschätzung der Gefährdung von Grundwasser und Oberflächengewässern durch Nitrat werden unterschiedliche Indikatoren herangezogen. Während einerseits die Gewässerqualität mit Hilfe der Nitratkonzentration bewertet wird, werden seitens der Landwirtschaft unterschiedliche Formen der Stickstoffbilanzierung durchgeführt. Diese können zur Bestimmung des Stickstoffeintrags in und des Gefährdungspotenzials für die Gewässer herangezogen werden, um auf dieser Grundlage entsprechende Lösungen zur Vermeidung von Nährstoffeinträgen entwickeln zu können.

In den folgenden Abschnitten wird die Situation der Nitratbelastung anhand der oben genannten Indikatoren aufgezeigt.

2.1.1 Nitratbelastungen von Grundwasser und Oberflächengewässern

Die Aussagen folgender Abschnitte stützen sich im Wesentlichen auf die Ergebnisse des zweiten Nitratberichts der Bundesregierung an die Europäische Kommission aus dem Jahr 2004.

EU-weite Nitratbelastung

Die Qualität des Grundwassers hat sich in der Europäischen Union insgesamt verbessert bzw. stabilisiert, dennoch nahm die Nitratbelastung bei 36 Prozent der Kontrollstellen zu. Weiterhin überschreitet die Nitratkonzentration bei 17 Prozent der untersuchten Gebiete den Nitrat-Grenzwert von 50 mg/l. Auch die Qualität des Oberflächenwassers hat sich bei den meisten der untersuchten Gebiete (86 Prozent der Kontrollstellen) weiter verbessert bzw. stabilisiert. Ferner wurden Fortschritte bei der Ausweisung gefährdeter Gebiete verzeichnet, obwohl es immer noch Mängel gibt, die behoben werden müssen. (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2007B).

Grundwasserbelastung in Deutschland

Mehr als die Hälfte der 181 Messstellen des Belastungsmessnetzes zur Überwachung des Grundwasserzustandes in Deutschland weisen Nitratwerte über dem gesetzlichen Grenzwert von 50 mg/l auf. Lediglich bei ca. zehn Prozent der Messstellen lag der Nitratwert (ermittelt wurden die mittleren Nitratgehalte) unter 25 mg/l. Ein signifikanter Rückgang der Nitratbelastung des Grundwassers ist trotz des Nitrat-Aktionsprogramms nicht erfolgt. Ursachen hierfür sind u.a. die langen Verweilzeiten des Grundwassers im Boden (BMU 2004).

Nitratbelastungen des Grundwassers - Rückgang der Belastung nicht an allen Standorten gewährleistet

Neben der reinen Belastungssituation des Grundwassers mit Nitrat wurden ebenfalls die Veränderungen der Nitratkonzentration an den 181 Messstellen ermittelt.

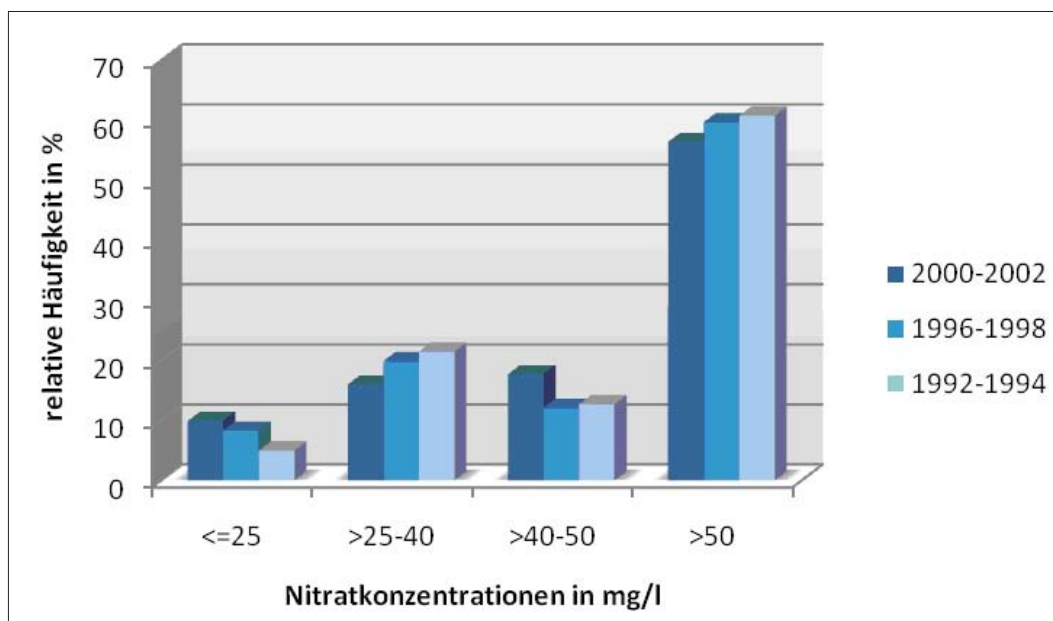


Abbildung 1:
Häufigkeitsverteilungen der
Nitratkonzentrationen
Quelle: BMU 2004

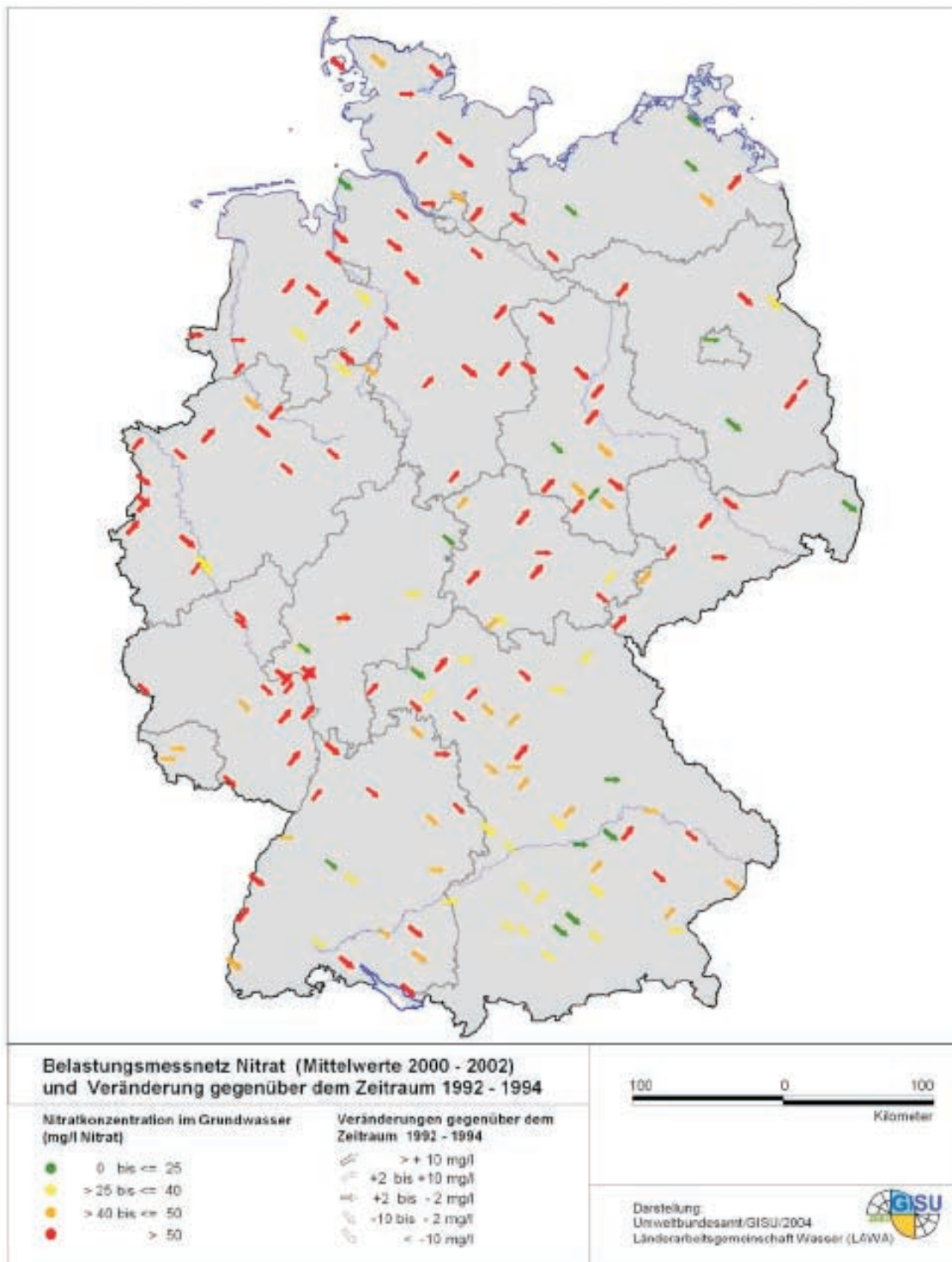


Abbildung 2: Veränderung der Nitratbelastung des Grundwassers in Deutschland (181 Messstellen)
Quelle: BMU 2004

Abbildung 2 zeigt die Verteilung aller Messstellen in Deutschland, ihre mittleren Nitratgehalte in der Überwachungsperiode 2000 bis 2002 und die Veränderung im Vergleich zum ersten Überwachungszeitraum. Bei über der Hälfte der Messstellen ist eine abnehmende, bei etwas über 30 Prozent sogar eine stark abnehmende Ten-

denz der Nitratbelastung von über 10 mg/l zu verzeichnen. Jedoch ist auch zu erkennen, dass bei rund einem Drittel aller Messstellen eine ansteigende Tendenz beobachtet werden kann sowie bei einem Sechstel der Messstellen eine stark steigende Tendenz mit einer Zunahme von über 10 mg/l von 2000 bis 2002 (BMU 2004).

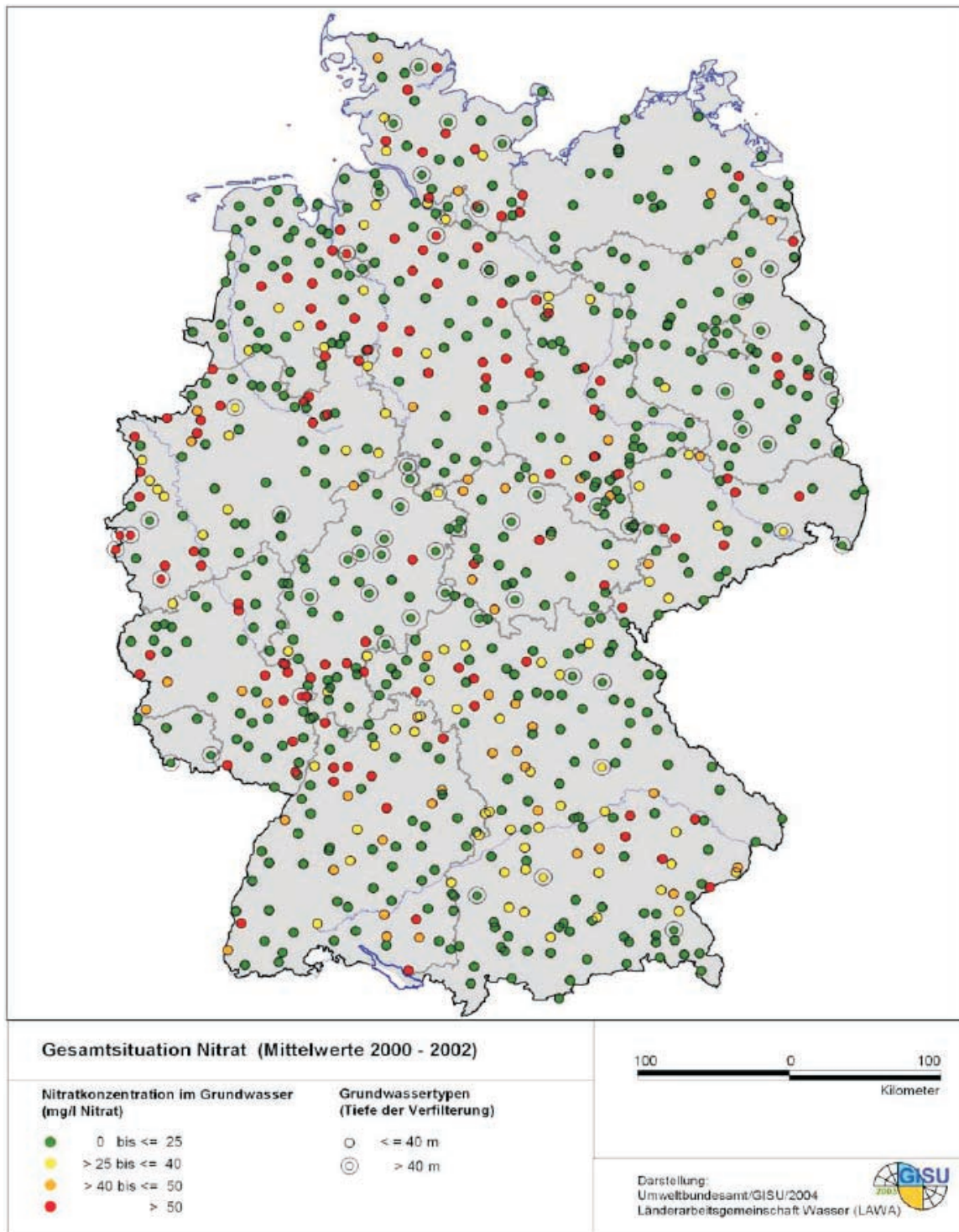


Abbildung 3: Gesamtsituation Nitrat (Mittelwerte 2000-2002) an ca. 800 ausgewählten Grundwassermessstellen
Quelle: BMU 2004

Die Betrachtung des repräsentativen Messnetzes (800 Messstellen) ergibt, dass ca. zwei Drittel der Messstellen Nitratgehalte < 25 mg/l aufweisen, während bei ca. einem Sechstel der Messstellen der Grenzwert für Trinkwasser von 50 mg/l überschritten werden (siehe Abbildung 3).

Rückgang der Nitratkonzentration in Oberflächengewässern

Bei Gegenüberstellung der Nitratkonzentration in den Oberflächengewässern im Zeitraum 1991-1994 und 1999 bis 2002 kann an der Mehrzahl der Messstellen eine leichte bzw. deutliche Belastungsabnahme festge-

stellt werden. Rund 83 Prozent der Messstellen weisen einen abnehmenden Trend auf, an ca. neun Prozent der Messstellen ist die Nitrat-Belastung eher gleichbleibend und an acht Prozent nahm die Belastung zu (BMU 2004). Der Rückgang der Nitratkonzentration in Oberflächengewässern in den alten Bundesländern seit 1991 geht vor allem auf Maßnahmen aus der Umsetzung der Kommunalabwasserrichtlinie zurück (BMU 2004). Auch die Auswertung von Artikel 5 Berichten im Rahmen der Bestandsaufnahme für die WRRL macht deutlich, dass die Reduzierung der Nitratbelastung vor allem auf den Rückgang von Emissionen aus Punktquellen zurückzuführen ist (siehe Kapitel 3.2.4).

Kritik an den Berichtspflichten

Im Rahmen der Berichterstattung an die Europäische Kommission erfolgt keine Betrachtung der Nitratfrachten, sondern der Konzentration von Nitrat im Grundwasser bzw. im Oberflächengewässer. Mit Hilfe der Konzentrationen kann festgestellt werden, ob der gesetzlich festgelegte Grenzwert für Nitrat im Trinkwasser von 50 mg/l eingehalten wurde.

Mit Hilfe der Nitratfrachten kann dagegen die nutzungsabhängige Verlagerung von Nitrat mit dem Sickerwasser ermittelt werden, z.B. die Veränderung der Nitratfrachten bei Ackerland gegenüber Grünland. Die Ermittlung kann nur mit Hilfe der tatsächlich neu gebildeten Menge an Grundwasser für das jeweilige Jahr (BMU 2004) sowie weiterer Parameter erfolgen, die in komplexen Modellen weiterverarbeitet werden. Folgende Parameter fanden beispielsweise Eingang in die Berechnung der Nitratfrachten der Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung (STE) des Forschungszentrums Jülich für das Pilotprojekt Lager Hase (SCHÄFER UND WENDLAND 2005):

- flächendifferenzierte Wasserhaushaltsberechnungen und für den diffusen Stoffaustrag relevante Eintragspfade (Sickerwasserrate, Direktabfluss, Grundwasserneubildung);
- NO_3 -Konzentrationen im Sickerwasser unter Berücksichtigung der Denitrifikationsvorgänge im Boden;
- N-Einträge in die Vorfluter über den Direktabfluss;
- N-Einträge in das Grundwasser;
- N-Einträge in die Vorfluter über das Grundwasser unter Berücksichtigung der Denitrifikationsvorgänge im Grundwasser.

Um zu ermitteln, inwieweit sich Änderungen in der Landnutzung auf die Nitratgehalte auswirken, bietet sich die Anwendung von Simulationsmodellen an. Ein Nachteil komplexer und flexibler Modelle liegt jedoch in einem hohen Rechen- und Datenaufwand und den damit verbundenen Kosten (POHLERT 2006).

2.1.2 Die Stickstoffbilanz – ein Indikator für Umwelt und Landwirtschaft

Die Differenz zwischen Stickstoffeinträgen in landwirtschaftlich genutzten Böden und Schätzungen des Stickstoffentzugs durch Anbaukulturen oder Grünland ergibt die Menge an überschüssigem Stickstoff in Böden. Diese Berechnungsmethode des Stickstoffüberschusses wird als so genannte Stickstoffbilanz oder auch N-Saldo des Bodens bezeichnet und dient als Indikator zur Bewertung der Stickstoff-Effizienz sowie der Umweltbelastung durch die Landwirtschaft (BACH UND FREDE 2005, IN: GUTSER 2006). Nach EUROSTAT (1999) ist die Stickstoffbilanz auch zur Erfassung von potentiell durch Stickstoffüberschüsse gefährdete Gebiete geeignet.

Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft

Nährstoffbilanzen können für unterschiedliche Bezugsebenen zu Rate gezogen werden – so z.B. für die Landwirtschaft in Deutschland insgesamt, für regionale Einheiten oder für einzelne landwirtschaftliche Betriebe.

Zum einen geben die Ergebnisse der Stickstoffbilanz auf Betriebsebene Aufschluss über potenzielle Schwachstellen in der Düngung und Möglichkeiten der Optimierung. Zum anderen lassen sich Rückschlüsse bezüglich der Nitratbelastungen durch die Landwirtschaft in einer Region oder in Deutschland insgesamt ziehen.

Auf umweltpolitischer Ebene dienen die Ergebnisse der Stickstoffbilanzen zum Nachweis und zur Kommunikation der Umweltverträglichkeit bestimmter Bewirtschaftungspraktiken in der Öffentlichkeit, zur Diskussion agrarumweltpolitischer Themen, einschließlich der Bewertung der Förderpolitik, zur Bewertung der Effektivität der Nitratriichtlinie, sowie zur Positionierung in der Wasserwirtschaft und im Naturschutz (GUTSER 2006).

Methoden der Stickstoffbilanzierung

In der einschlägigen Fachliteratur wird ausdrücklich darauf hingewiesen, dass der methodische Ansatz der Bilanzierung die Ergebnisse wesentlich beeinflusst und damit die objektive Interpretation erschwert (GUTSER 2006). Gängige Methoden der Bilanzierung für den landwirtschaftlichen Betrieb sind die Betriebs-Bilanz und Flächenbilanz nach Hoftor-Methode⁴, die Flächenbilanz nach Feld-/Stall-Methode⁵ und die Schlagbilanz⁶. Nach dem Standpunkt des Verbandes Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten (VDLUFA 2007) wird eine Kombination von Flächenbilanz nach Hoftor-Methode und Schlagbilanz empfohlen. Der Vorteil dieses kombinierten Ansatzes ist es, dass belegbare Daten in die Hoftor-Flächenbilanz eingehen und daher kontrollfähige Ergebnisse vorliegen. Durch die Ermittlung von Schlagsalden können wiederum innerbetriebliche Mängel ermittelt und die Düngung entsprechend angepasst werden.

Die Tatsache, dass nach der im Jahre 2006 novellierten Düngeverordnung, entgegen der Empfehlungen der VDLUFA, nicht mehr die Hoftor-Methode sondern nur noch die Flächenbilanz nach dem Feld/Stall-Ansatz oder die Aggregation einzelner Schlag-Salden als rechtsgültige Methode anerkannt wird, sorgt weiterhin für kontroverse Diskussionen unter den Experten. Die Hoftorbilanz enthält die Stickstoffmengen, die z.B. als Düngemittel oder Tierfutter in einen landwirtschaftlichen Betrieb gelangen und die Mengen, die ihn z.B. als landwirtschaftliche Produkte wieder verlassen. Ange-

nommen wird bei dieser Methode, dass die Differenz zwischen Input und Output auf der landwirtschaftliche Nutzfläche verbleibt. Vorteil dieser Methode ist, dass auf konkrete Daten zur Berechnung der Bilanz zurückgegriffen werden kann. Bei der Feld-Stall-Bilanz wird der Nährstofffluss zur Fläche ins Verhältnis gesetzt, wobei die Datengrundlage oft nur auf Schätzungen beruht.

Stickstoffüberschüsse in Deutschland

Je nach Methodik zur Ermittlung der Stickstoffüberschüsse ergibt sich für Deutschland ein differenziertes Bild hinsichtlich einer Entwicklung und Prognose:

Bei Betrachtung der **Flächenbilanz**, die die oben erwähnten Schwächen hinsichtlich der Datengrundlage aufweist, ist eine Abnahme der Stickstoffüberschüsse von knapp 130 kg pro Hektar im Jahr 1990 auf ca. 80 kg pro Hektar im Jahr 2002 festzustellen.

Abbildung 5 gibt einen Überblick über die Mittelwerte der Gesamtbilanz (nach Hoftor-Bilanz) in Deutschland seit 1990. Wie zu erwarten, ergeben sich auf regionaler und betrieblicher Ebene Unterschiede (zum Beispiel entsprechend dem Viehbesatz) (BUNDESREGIERUNG 2002). Der Stickstoffüberschuss unterliegt im Betrachtungszeitraum (1990 bis 2003) leichten Schwankungen, ein eindeutiger Trend zur Verminderung des Stickstoffüberschusses ist jedoch im Gegensatz zu der Flächenbilanz (Abbildung 4) nicht erkennbar. Im Jahr 2003 lag der Stickstoffüberschuss in Deutschland bei 108 kg/h und Jahr.

⁴ Die Bezugsebene der Hoftor-Bilanz (gesamtbetrieblichen Bilanz) ist der gesamte landwirtschaftliche Betrieb. Dabei wird der gesamte Nährstoffinput (Zukauf von Mineraldünger, Futtermittel, organische Düngemittel, Zucht- und Nutzvieh sowie Saatgut) einschließlich symbiontischer Stickstoffbindung dem Nährstoffoutput (Verkauf pflanzlicher und tierischer Produkte inkl. Stroh und sonstiger Nährstoffausträge) gegenüber gestellt. Bei der Methode der Hoftor-Flächenbilanz berechnet sich der Stickstoff-Flächensaldo aus dem Stickstoff-Hoftorsaldo minus Stickstoff-Flächensaldo, d.h. die im Boden als Überschuss verbliebenen werden den entzogenen Nährstoffen gegenübergestellt. (VDLUFA 2007).

⁵ Die Bezugsebene der Feld-Stall-Bilanz ist die Bilanzfläche des Betriebes. Bilanziert wird der Nährstofffluss zur Fläche (Mineraldünger, Wirtschaftsdünger abzüglich NH_3 -Verluste, sonstige organische Düngestoffe, Saatgut) inkl. Symbiontischer Bindung (Marktfrüchte, Futter, Stroh) (VDLUFA 2007).

⁶ Die Bezugsebene der Schlagbilanz ist eine räumlich zusammenhängende, einheitlich bewirtschaftete und mit derselben Kultur bewachsene Fläche (Schlag). Bei der Bilanzierung werden Nährstoffzufuhr zur Schlagfläche (Mineraldünger, Wirtschaftsdünger, sonstige organische Düngestoffe, Saatgut sowie symbiontische Stickstoffbindung) und die Nährstoffabfuhr von der Schlagfläche (Marktfrüchte, Futter, Stroh) berücksichtigt (VDLUFA 2007).

Ziel der nationalen Nachhaltigkeitsstrategie ist die Reduzierung des Gesamtbilanzüberschusses auf 80 kg/ha und Jahr in Deutschland bis zum Zieljahr 2010. Um dieses Ziel zu erreichen, sind wirksame vorbeugende und nachsorgende Maßnahmen erforderlich (BUNDESREGIERUNG 2002). Mit der Flächenbilanz, als derzeit rechtsgültige Methode der Stickstoffbilanzierung, lässt sich die Erreichung des gesetzten Zieles der Nachhaltigkeitsstrategie nur unzureichend kontrollieren.

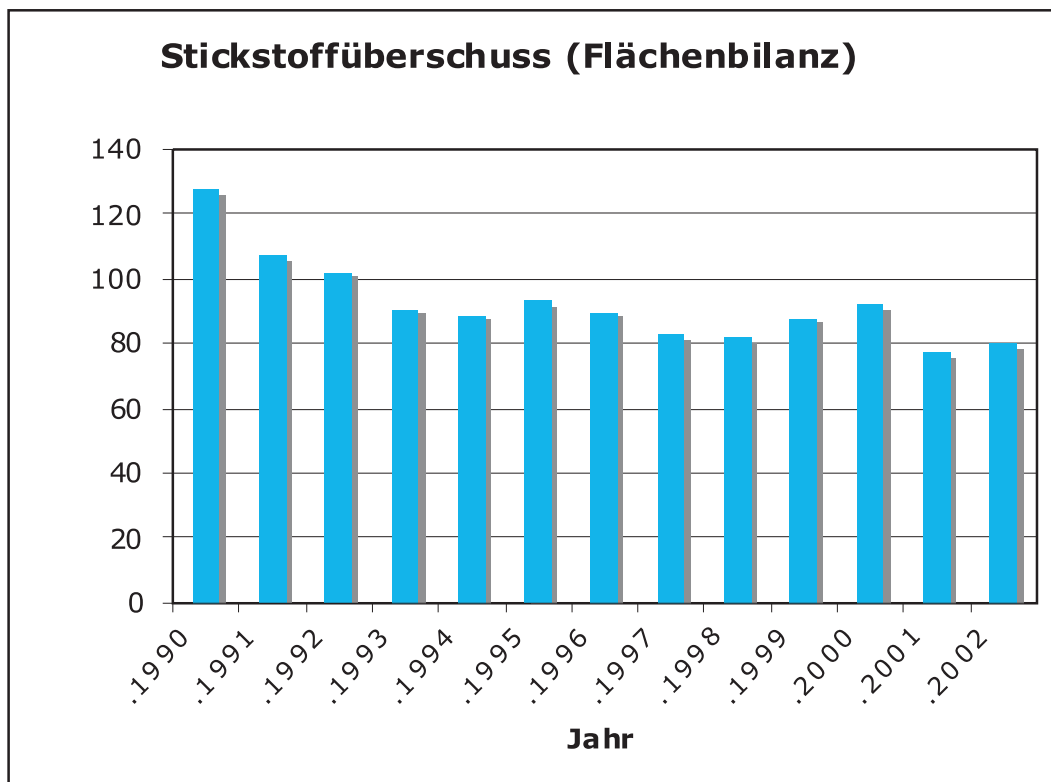


Abbildung 4:
Entwicklung der Stickstoff-
überschüsse in Deutsch-
land nach Flächenbilanz
Quelle: Eigene Zusammen-
stellung nach BMU 2004

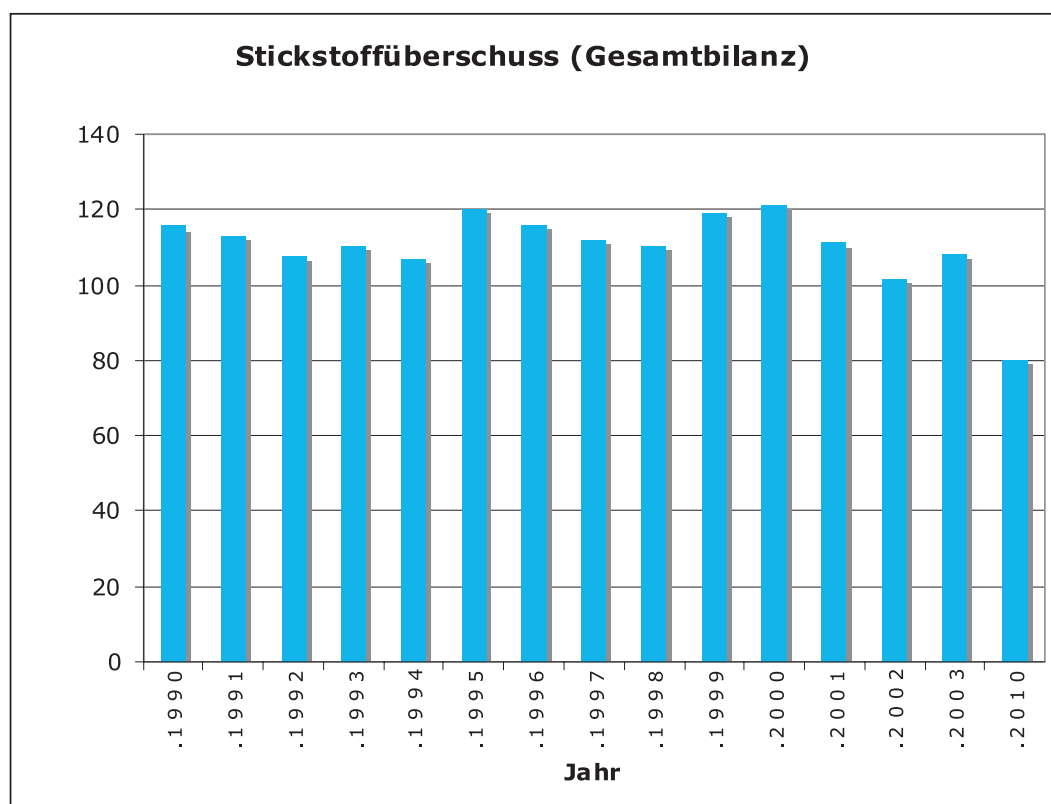


Abbildung 5:
Entwicklung der Stickstoff-
überschüsse in Deutsch-
land nach Gesamtbilanz
Quelle: Nach Umweltbun-
desamt 2005 (UBA nach
Angaben von M. Bach und
H.-G. Frede, Institut für
Ressourcenmanagement,
Universität Gießen, 2005)

Wo steht Deutschland im europäischen Vergleich?

Im europäischen Vergleich liegen sowohl die Werte der Flächenbilanz als auch der Gesamtbilanz, gemessen an Italien mit 40 kg pro Hektar und Frankreich mit einem Landesmittelwert von 50 kg pro Hektar, relativ hoch. Jedoch können auch in Ländern mit niedrigen Stickstoffüberschüssen, wie z.B. Frankreich, große regionale

Unterschiede auftreten: Z.B. werden in der Bretagne Stickstoffüberschüsse von über 120 kg pro Hektar erreicht. Weitaus höhere Werte werden in Ländern mit intensiver Landwirtschaft erreicht, z.B. gehen die Werte in den Niederlanden über 200 kg/ha hinaus (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2007D).

Ist die Stickstoffbilanz als Umweltindikator geeignet?

Die Berechnung der Stickstoffüberschüsse eignet sich zur Bewertung der Effizienz der landwirtschaftlichen Düngemaßnahmen, hingegen nur bedingt als Indikator des Stickstoffeintrags in die Gewässer. Hier sind komplexere Betrachtungen notwendig, zumal die Höhe des Eintrags der Stickstoffüberschüsse in das Grundwasser durch die Intensität der Landbewirtschaftung, die landwirtschaftlichen Bewirtschaftungspraktiken, den Bodentyp und die klimatischen Bedingungen bestimmt wird (EUROSTAT 1999). Besser geeignet wäre hier als Indikator die Nitratfracht, welche jedoch aufgrund des hohen Daten- und Rechenaufwandes kaum im größeren Umfang angewendet werden kann.

2.2 Wo liegen die Brennpunkte und deren Ursachen

Aufbauend auf dem Überblick des letzten Kapitels werden in den folgenden Abschnitten die Ursachen des Nitratreintrags näher beleuchtet und die regionalen Brennpunkte Deutschlands identifiziert.

Wodurch entstehen Stickstoffbelastungen?

Stickstoff wird über Emissionen aus Industrie und Verkehr oder als Dünger in der Landwirtschaft in Böden und Gewässer eingetragen. Folgen übermäßiger Deposition sind die Eutrophierung und Versauerung von Ökosystemen sowie die Belastung von Grund- bzw. Trinkwasser.

Mineraldünger und Wirtschaftsdünger gelten als die Hauptquellen des Stickstoffeintrags in landwirtschaftlich genutzten Flächen und stehen im Mittelpunkt der weiteren Betrachtung. Deutschlandweit lag die Stickstoffzufuhr nach der Flächenbilanz im Zeitraum von 1992 bis 2002 durch Mineraldünger bei mehr als 100 kg N/ha und damit deutlich über der von Wirtschaftsdünger (durchschnittlich 50 kg N/ha) (BACH ET AL. 2003). Ein kurzfristiges Absinken des Einsatzes an Mineraldünger im Bundesdurchschnitt ist aufgrund des geringeren Düngemitelesatzes zwischen 1990 und 1994 insbesondere in den neuen Bundesländern zu verzeichnen. Danach erfolgte ein kurzfristiger Anstieg des Mineraldüngereinsatzes, der darauf zurückzuführen ist, dass die Produktion in den neuen Bundesländern intensiviert wurde. Seit 2000/2001 ist jedoch ein weitgehend gleich bleibender Mineraldüngereinsatz festzustellen, was auch anhand des Absatzes an Mineraldünger deutlich wird (siehe Abbildung 6).

Für die Stickstoffbelastung der Böden gibt es einige weitere, kleinere Stickstoffquellen, wie der Eintrag von Stickstoff und Ammoniak aus der Atmosphäre, biologische Fixierung von Stickstoff aus der Luft durch einige Pflanzen wie Leguminosen, und Klärschlamm. Obwohl der Anteil dieser Quellen von Bundesland zu Bundesland variiert, tragen sie im Vergleich zu Mineraldünger und Wirtschaftsdünger nur zu einem geringen Prozentsatz zum Stickstoffeintrag bei.

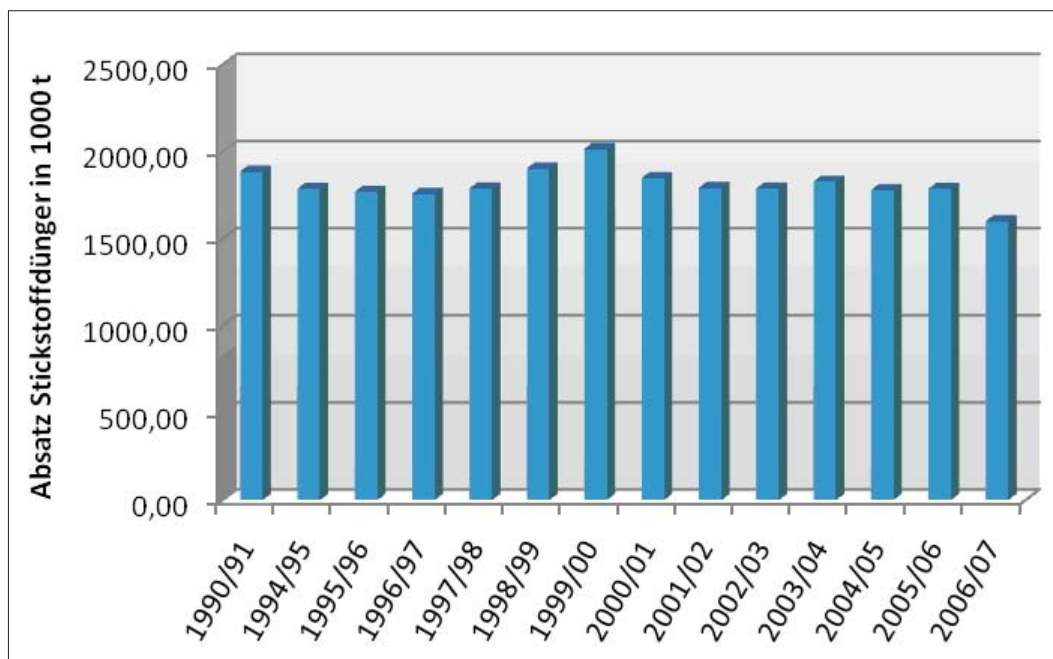


Abbildung 6:
Absatz von mineralischem Stickstoffdünger
Quelle: Eigene Zusammenstellung nach: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft UND BMELV (2007A) und MLUR (2004A)

Regionale Brennpunkte in Deutschland

Im Vergleich der Bundesländer wurden die höchsten Stickstoffüberschüsse mit mehr als 100 kg pro Hektar landwirtschaftliche Fläche für Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen, Bayern und Schleswig-Holstein berechnet. Grund für die Stickstoffüberschüsse ist eine gegenüber den anderen Bundesländern intensivere Viehhaltung. Hingegen liegen die Stickstoffüberschüsse in Rheinland-Pfalz, und dem Saarland deutlich unter denen der anderen Bundesländer (BMU 2004).

Bei der Betrachtung der Landkreise des gesamten Bundesgebietes (BACH UND FREDE 2001) erscheinen der gesamte Nordwesten Deutschlands (Sandböden) und einige Landkreise des Alpenvorlandes (hohe Abflüsse) als besonders betroffen. Hier treffen zu hohe Tierbestände auf austragungsgefährdete Standorte und führen damit zu maximalen Stickstoffüberschüssen (vgl. INTERVIEW PIORR, FREDE 2003, BMU 2005). Auch der intensive Gemüseanbau, einschließlich des Spargelanbaus, ist prädestiniert für hohe Nitratauswaschungen. Dies wurde insbesondere von Experten in Nordrhein-Westfalen betont.

Stickstoffüberschüsse durch intensive Viehhaltung

Bei der intensiven Tierhaltung fallen hohe Mengen an Gülle an, die entsorgt werden müssen. Daher besteht die Gefahr, dass die Gülleausbringung mehr eine Abfallbeseitigung als eine Düngung und damit ein hohes Risiko der Stickstoffauswaschung in das Grundwasser

darstellt. Eng verbunden mit der intensiven Tierhaltung ist der großflächige intensive Maisanbau zur Futterproduktion (Silomais). Da Mais zum einen in weiten Reihen angebaut wird und zum anderen im jungen Stadium nur langsam wächst, so dass die Bodenoberfläche lange Zeit unbedeckt bleibt, besteht beim Anbau von Mais ein erhöhtes Risiko zur Erosion und Nährstoffauswaschung (Kaltschmitt und Hartmann 2001; Pott 2004). Da Mais zudem in der Wachstumsphase einen hohen Stickstoffbedarf besitzt, wird dort vorzugsweise Gülle ausgebracht. Hinzu kommt, dass der Anbau von Mais häufig durch enge Fruchtfolgen gekennzeichnet ist, die wiederum einen erhöhten Düngeinsatz zur Folge haben können.

2.3 Nitratbelastungen – ein Problem der Vergangenheit?

Ob die Nitratbelastungen in Deutschland zukünftig weiter gesenkt werden können, hängt von unterschiedlichen Einflussfaktoren ab, darunter den politischen Rahmenbedingungen und dem technischen Fortschritt hinsichtlich einer effizienten Stickstoff-Düngung. Inwieweit die Europäische Agrarpolitik und die Wasser-Rahmenrichtlinie gewährleisten, dass die Nitratreinträge zukünftig reduziert werden können, wird ausführlich in Kapitel 3 diskutiert. Im Folgenden sollen Trends, welche die Nitratbelastung der Gewässer wesentlich beeinflussen können, genannt werden:

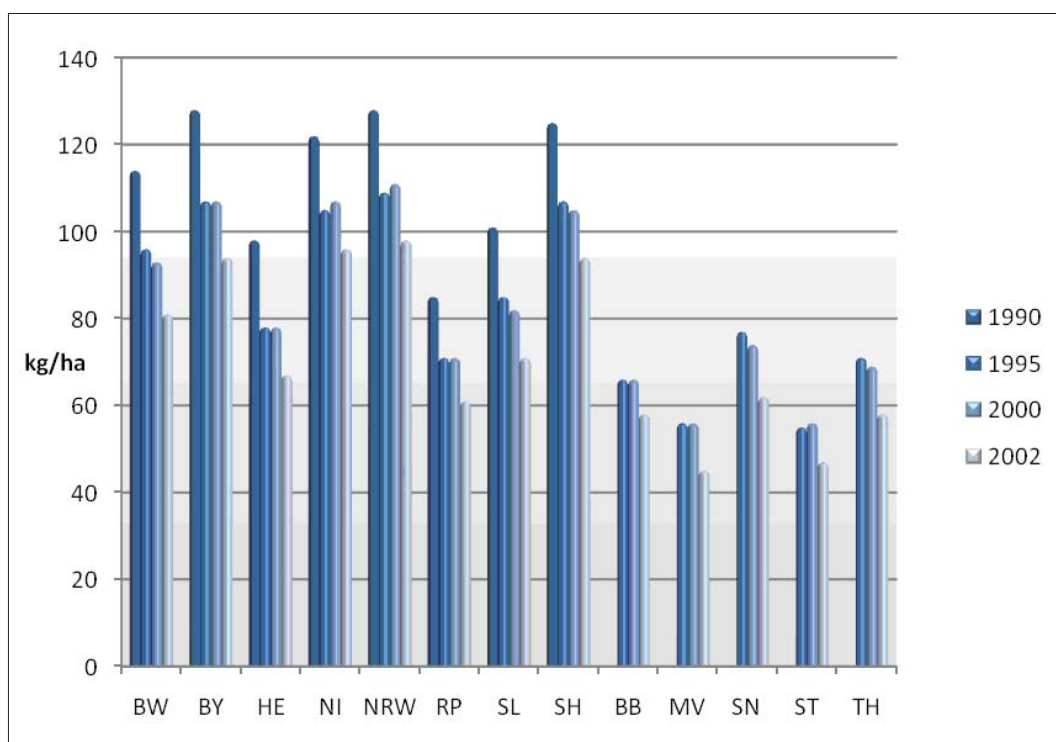


Abbildung 7:
Stickstoffüberschüsse der
Flächenbilanz in den Bun-
desländern
Quelle: Choudhury 2007,
aufbauend auf Daten von
BMU 2004

Weltweite Agrarpreisentwicklung

Durch die steigenden Preise für Agrarprodukte und die zunehmende Nachfrage nach Biomasse lässt sich bereits heute eine Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion feststellen. Weitere Intensivierungstendenzen sind zu erwarten.

Bioenergie

Der Anbau von Energiepflanzen war in den letzten Jahren sehr dynamisch. Mit dazu beigetragen hat die Förderung der Bioenergie, flankiert durch die Bestimmungen des Erneuerbaren-Energien-Gesetz und des Biokraftstoffquoten-Gesetzes sowie die Zielsetzungen auf Bundesebene in diesem Bereich. Vor allem Raps und Mais werden bevorzugt als Energiepflanze angebaut. Mit folgenden Entwicklungen hinsichtlich der Produktion von Biomasse mit ihren Auswirkungen auf die Grundwasserbelastung ist zu rechnen:

- Durch die Beschlüsse des **Biokraftstoffquotengesetzes** ab 1. Januar 2007 ist mit einem weiteren Ausbau der Rapsanbaufläche in Deutschland zu rechnen. Raps als stickstoffineffiziente Kultur wird damit zunehmend zur Grundwassergefährdung beitragen.
- Eine wichtige Rolle spielte auch die **Energiepflanzenbeihilfe**, welche im Rahmen der Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik im Jahr 2003 eingeführt wurde (siehe Luxemburger Beschlüsse). Unter der Voraussetzung, dass die auf der Fläche produzierten und geernteten Rohstoffe für die Produktion von elektrischer und thermischer Energie beziehungsweise zur Herstellung von Biokraftstoffen verwendet werden, wurden 45,00 Euro/ha und Jahr an die Landwirte gezahlt. In Deutschland wurde die Beihilfe für Energiepflanzen im Jahr 2006 für 369.000 Hektar beantragt. Nach einer Vereinfachung der Regelung stieg die Nachfrage für die Prämie im Jahr 2007 erheblich und überschritt mit 2,84 Millionen Hektar deutlich den Förderumfang von 2 Millionen ha bzw. von 90 Millionen Euro für die gesamte EU. Ausgelöst durch den steigenden Anbau von Energiepflanzen hat die Kommission nun vorgeschlagen die Beihilfe im Rahmen des GAP „Gesundheitschecks“ ab 2010 abzuschaffen. Laut Kommission bieten die verbindlichen Ziele für Biobrennstoffe und ein starker Markt genügend Anreiz für die Produktion. Fest steht aber, dass der Energiepflanzenanbau, solange er nicht ressourcenschonenden Standards unterliegt, zu einer Belastung der Ressourcen Boden, Wasser und Luft führen wird (Choudhury et al. 2007).
- **Raps** und **Mais**, als die dominierenden Anbaukulturen für die energetische Nutzung, benötigen beson-

ders viel Input an Dünge- und Pflanzenschutzmitteln mit den damit verbundenen Risiken für Grund- und Oberflächenwasser. Dieser Effekt wird durch enge Fruchtfolgen noch verstärkt (NITSCH ET AL 2008).

- Aufgrund der zunehmenden Nachfrage nach Biomasse wird mit einer Ausdehnung der **Maisanbaufläche** zum Zwecke der Bioenergienutzung, vor allem als Energieträger für Biogasanlagen, gerechnet. Grundwasserbelastungen, wie sie bereits aus dem Futtermittelanbau bekannt sind, sind zu erwarten.
- Bei der Produktion von **Getreide** zur Ethanolproduktion könnte es sich wiederum positiv auf die Grundwassersituation auswirken, dass die Ethanolausbeute bei Verzicht auf eine Kopfdüngung höher ist, da höchste Stärkegehalte im Getreidekorn ohne bzw. bei niedriger Stickstoffdüngung erreicht werden (Boese 2006).
- In Brandenburg ist damit zu rechnen, dass die **Roggenanbaufläche** zur Bioethanolproduktion konstant bleibt oder sogar noch ausgeweitet wird. Roggen besitzt gegenüber anderen Getreidestärkepflanzen wie Weizen und Triticale den Vorteil, dass weniger Düngung erforderlich ist. Gegenüber anderen Kulturen zur Bioenergieproduktion besitzt Roggen den Vorteil, dass der Boden länger bedeckt ist.
- Weiteren Handlungs- und Regelungsbedarf gibt es bei der Ausbringung von **Gärresten** aus Biogasanlagen. Generell weist vergorene Gülle im Vergleich zu roher Gülle aus tierischer Herkunft einige Vorzüge auf. Vor allem der höhere Ammoniumgehalt kann zum Ersatz von Mineraldüngern führen. Mit der höheren Qualität der Gärreste entstehen aber auch Probleme. Es gibt keine klaren Vorgaben zur Berechnung der Nährstoffverfügbarkeit der Gärreste. Zudem ist der Nährstoffgehalt von Gärresten nicht einheitlich. Selbst bei ähnlichen Einsatzstoffen können die späteren Nährstoff- und Trockensubstanzgehalte enorm variieren. Dies erschwert die Berechnung des tatsächlichen N-Angebots und macht Schätzwerte und Faustzahlen ungenau. Da der Landwirt jedoch auf diese Werte bei der Ausbringung angewiesen ist, entstehen Wissenslücken, die zu Gewässerbelastungen auf Grund von falsch abgeschätzten Düngemengen und –zeitpunkten führen können. Dieses Phänomen ist verstärkt in der Nähe von Biogasanlagen zu beobachten. Die derzeitigen Regelungen der Düngeverordnungen schreiben nur für organischen Stickstoff aus tierischen Ausscheidungen eine Ausbringungsobergrenze von in der Regel 170 kg pro Hektar N vor. Diese Regelungen gelten jedoch nicht für Wirtschaftsdünger pflanzlicher Herkunft. Vor diesem Hintergrund

gibt es für Gärrückstände im Ländervergleich keine einheitlichen Anforderungen wie für Wirtschaftsdünger. Unzureichende gesetzliche Regelungen in der Düngemittelverordnung können demzufolge zu einem Überangebot von Stickstoff in Böden führen und damit einhergehend eine Gefahr für Gewässer darstellen (NITSCH ET AL 2008).

- Seit 1993 sind die Landwirte dazu übergegangen, **Stilllegungsflächen** für den Anbau landwirtschaftlicher Rohstoffe für den Non-Food-Bereich zu nutzen. Dies ist die zweithäufigste Nutzung brachliegender Flächen im Rahmen der Stützungsregelung zur Flächenstilllegung. Inzwischen werden auf ca. 400.000 Hektar der 1.000.000 Hektar Stilllegungsflächen in Deutschland nachwachsende Rohstoffe angebaut (DBV 2007). Ein weiterer Flächendruck ist zu erwarten. Die Beendigung der verpflichtenden Flächenstilllegung führt nach Deutschen Bauernverband (DBV) dazu, dass weitere 200.000 Hektar Stilllegungsflächen für die Produktion reaktiviert werden könnten (DBV 2007). Aus der Sicht deutscher Umweltperten ist zum einen problematisch, dass Stilllegungsflächen damit zunehmend als „Verdünnungsflächen“ für den Grundwasserschutz wegfallen und zum anderen eine Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion auf den Stilllegungsflächen stattfindet, die mit der damit verbundenen Gefahr steigender Nitratbelastungen einhergeht.

Klimawandel

Böden können sowohl als Quelle als auch als Senke für klimarelevante Spurengase wie Lachgas (N_2O) oder Methan (CH_4) fungieren. Bodenbiologische Prozesse werden durch Klimaparameter wie Niederschlag, die Anzahl der Starkregenereignisse oder die mittlere Jahrestemperatur beeinflusst. Änderungen dieser Parameter, z.B. die Erhöhung der mittleren Lufttemperatur im Zuge des Klimawandels, können z.B. die Freisetzung von Nitrat im Boden und dessen Eintrag in das Grundwasser verstärken. Veränderungen von Klimaverhältnissen können aber z.B. auch die Umwandlung von Nitrat in Lachgas, das in die Luft entweicht, verstärken und damit negativ zur Klimabilanz beitragen. In ihrer Eigenschaft als Speicher- und Filtermedium, in Bezug auf die Grundwasserbildung, sind Böden damit sowohl Geschädigte als auch Mitverursacher des Klimawandels. Zusätzlich können die beschriebenen Wirkungen durch landwirtschaftliche Bewirtschaftungsmaßnahmen noch gefördert oder minimiert werden. Die erforderlichen Anpassungen von Bodennutzungssystemen an den Klimawandel werden in einem aktuellen Forschungsvorhaben des Umweltbundesamtes analysiert (Choudhury et al. 2007).

3 Politische und rechtliche Rahmenbedingungen

Sowohl seitens der Landwirtschaft als auch des Gewässerschutzes gibt es eine Vielzahl von einschlägigen gesetzlichen Regelungen, die den Einträgen von Nitrat in die Gewässer vorbeugen, verhindern oder minimieren sowie weiterhin den Schutz der Gewässer vor Nährstoffbelastungen gewährleisten sollen.

Mit dem zentralen Element der WRRL wurde seitens des Gewässerschutzes ein integrierter Ansatz geschaffen, die Gewässerqualität langfristig und nachhaltig zu verbessern.

Auf Seiten der Landwirtschaft, als Hauptverursacher von Gewässerbelastungen, gibt es grundlegende und ergänzende Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustandes in Deutschland. Grundlegende Maßnahmen umfassen die Einhaltung vorhandener Rechtsvorschriften, also der Einhaltung der relevanten Vorschriften aus Cross Compliance, der Düngeverordnung und daraus sich ergebenden Anforderungen an die gute fachliche Praxis. Auf der Ebene der landwirtschaftlichen Betriebe wird die Einhaltung der gesetzlichen Vorschriften über Kontrolle von Cross Compliance und des jeweiligen Fachrechts sichergestellt. Über die grundlegenden Maßnahmen hinaus sind jedoch ergänzende Maßnahmen notwendig, um die Ziele des Gewässerschutzes zu erreichen. Ergänzende Maßnahmen können Bestandteil von Förderprogrammen sein. Mit der Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik und der Festlegung einer neuen Politik zur Entwicklung des ländlichen Raums wurden entsprechende Programme eingeführt. Inwieweit die Chance genutzt wurde, Maßnahmen zum Gewässerschutz in die Förderprogramme zu integrieren, wird in den Kapitel 3.1 untersucht.

In den folgenden Kapiteln werden die gesetzlichen Regelungen im Hinblick auf das skizzierte Themenfeld näher beleuchtet. Diese Analyse umfasst Regelungen der Gemeinsamen Agrarpolitik und der Politik des ländlichen Raumes, die Facetten der WRRL sowie weitere Regelungen zur Reduzierung des Nitratreintrags und zum Schutz der Gewässer.

3.1 Entwicklung der Agrarpolitik - Integration des Gewässerschutzes

Im Jahr 2003 haben die europäischen Agrarminister in Luxemburg im Rahmen des Reformprozesses der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU mit den „Luxemburger Beschlüssen“⁷ neue Förderinstrumente für die Förderperiode 2007 - 2013 eingeführt. Mit diesem Reformschritt wurde ein entscheidender Paradigmenwechsel in der europäischen Landwirtschaft vollzogen. Eine der zentralen Änderungen besteht in der Entkopplung der Direktzahlungen von der Produktion (Aufhebung der Bindung der Prämie an die Art oder Zahl der Tiere oder die angebaute Kultur).

Folgende Instrumente, die mit den Luxemburger Beschlüssen eingeführt wurden, werden im Hinblick auf ihr Potenzial zur Reduzierung des Nitratreintrags und zum Gewässerschutz untersucht:

- Cross Compliance;
- Obligatorische Modulation (Kürzung der Direktzahlungen zur Förderung der ländlichen Entwicklung und damit Erweiterung der „2. Säule“, siehe Abschnitt 3.1.2);
- Erweiterung der 2. Säule (Fördermittel für den ländlichen Raum, siehe Abschnitt 3.1.3).

3.1.1 Unterstützt Cross Compliance den Gewässerschutz?

Cross Compliance bindet staatliche Beihilfen für die Landwirte an die Einhaltung definierter Standards in verschiedenen Umweltbereichen sowie in anderen Bereichen, z.B. Lebensmittel- und Futtermittelsicherheit sowie Tiergesundheit und führt bei deren Nichteinhaltung zur Kürzung der Subventionen. Die Cross Compliance Verpflichtungen umfassen im Einzelnen:

- Regelungen zur Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand;
- Regelungen zur Erhaltung von Dauergrünland;
- 19 einschlägige, schon bestehende EU-Regelungen.

⁷ Luxemburger Beschlüsse vom 26.06.2003 zur Reform der GAP, ergänzt durch Beschlüsse vom 22.04.2004.

Alle Landwirte, die Direktzahlungen beziehen, müssen die oben genannten Regelungen einhalten. Dabei wird ein gesamtbetrieblicher Ansatz zu Grunde gelegt. Das heißt, ein Betrieb, der für Ackerflächen Direktzahlungen empfängt, muss auch die in anderen Produktionsbereichen geltenden Cross Compliance Verpflichtungen (z. B. Ackerbau, Viehhaltung, Gewächshäuser, Sonderkulturen⁸) einhalten. Dies gilt für alle Betriebsstätten, auch wenn diese in unterschiedlichen Bundesländern liegen. Dabei ist es unerheblich in welchem Umfang Flächen oder Betriebszweige bei der Berechnung der Direktzahlungen berücksichtigt wurden. Eine Missachtung dieser Anforderungen, z.B. im Bereich der Viehhaltung, kann auch eine Kürzung der Direktzahlungen für Ackerflächen nach sich ziehen.

In Deutschland ist die Umsetzung von Cross Compliance im Direktzahlungen-Verpflichtungengesetz (DirektZahlVerpflG) in enger Anlehnung an die EU-Vorgaben geregelt.⁹

3.1.1.1 Potenziale von Cross Compliance hinsichtlich des Gewässerschutzes

Cross Compliance liefert aus rein fachlicher Sicht mehrere Ansatzpunkte, die dem Gewässerschutz zu Gute kommen können. Dies setzt jedoch einen konsequenten Vollzug dieses förderrechtlichen Kontrollinstrumentes voraus.

Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand

Einige Anforderungen zur Erhaltung des guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustandes land-

wirtschaftlicher Flächen können einen entscheidenden Einfluss auf die Reduzierung der Nitratbelastung ausüben: Diese umfassen Anforderungen zur Erosionsvermeidung, zur Erhaltung der organischen Substanz im Boden und der Bodenstruktur sowie der Erhalt von Grünland¹⁰.

Wie in Kapitel 2 erläutert, bilden Dränwasser, Abschwemmung und Erosion die wesentlichen Eintragswege für Nitrat in Oberflächengewässer. Vor diesem Hintergrund könnten die Cross Compliance Anforderungen im Bereich der **Erosionsvermeidung** von besonderer Bedeutung für den Grundwasserschutz sein. In Deutschland sind die Maßnahmen zur Erosionsvermeidung in der Direktzahlungen-Verpflichtungen-Verordnung geregelt. Die derzeitigen Anforderungen der Bundesländer umfassen in enger Anlehnung an die Verordnung jedoch nur 40% der Ackerflächen, die nach der Ernte der Vorfrucht bis in den Februar entweder nicht gepflügt werden dürfen, zu begrünen oder einer Selbstbegrünung zu überlassen sind. Ein flächendeckender Erosionsschutz bzw. ein Erosionsschutz auf besonders gefährdeten Böden ist mit dieser Regelung nicht gewährleistet. Derzeit wird die Einführung eines Bodenerosions-Gefährdungs-Katasters als weitere Anforderung in der Direktzahlungen-Verpflichtungen-Verordnung diskutiert.

Die Cross Compliance Anforderungen an die **Erhaltung organischer Substanz** im Boden könnten ebenfalls von Bedeutung für den Grundwasserschutz bzw. für die Reduzierung der Nitratbelastung sein, da die organische Bodensubstanz die Erosionsanfälligkeit der Böden verringert und die Nährstoffspeicherkapazität

⁸ Vor Einführung der Luxemburger Beschlüsse war der Anbau von Obst, Gemüse und Speisekartoffeln (OGS) nicht beihilferechtigt. Für Länder wie Deutschland, die das Regionalmodell als Grundlage für die Ermittlung der einzelbetrieblichen Zahlungsansprüche nutzen, ermöglicht der Gesetzgeber hingegen eine Ausnahme für die so genannten OGS-Kulturen. Diese können nun in das Prämiensystem einbezogen werden, unter der Voraussetzung, dass der jeweilige Landwirt über eine spezielle OGS-Genehmigung verfügt. Für diese Flächen sind dann auch alle entsprechenden CC-Verpflichtungen einzuhalten.

⁹ Damit wird den Vorschriften der Verordnung (EG) Nr. 1782/2003 Rechnung getragen, die vorsieht, Verstöße gegen diese Vorschriften mit einer Kürzung der Direktzahlungen zu belangen (BMELV 2006). Weitere wesentliche Bestimmungen zu den Cross Compliance Verpflichtungen finden sich in der EG-Durchführungsverordnung (Nr. 796/2004, dem Direktzahlungen-Verpflichtungengesetz und der Direktzahlungen-Verpflichtungen-Verordnung)

¹⁰ Da die Europäische Kommission im Anbaujahr 2007/2008 die obligatorische Flächenstilllegung ausgesetzt hat und dies mög-

licherweise auch in den kommenden Jahren fortgesetzt wird, wird die Wirkung der Flächenstilllegung auf den Grundwasserschutz nicht näher betrachtet (Verordnung (EG) Nr. 1107/2007)

¹¹ Zur Berechnung der betriebsindividuellen Humusbilanz muss der Landwirt folgende Daten erheben: Umfang der Ackerfläche, auf der die Nebenprodukte auf dem Feld verbleiben (ha), Hauptfruchtertrag (t/ha) sowie die Menge des auf Ackerland ausgebrachten organischen Materials. Z. T. wird die Software zur Berechnung der Humusbilanz kostenlos zur Verfügung gestellt (z.B. vom Agrardienst Baden).

¹² Die Untersuchung des Bodenumusgehaltes muss mit Hilfe von Bodenproben alle sechs Jahre durchgeführt werden. Eine Bodenumusuntersuchung muss für jeden Schlag oder jede Bewirtschaftungseinheit der Ackerfläche des Betriebes vorliegen. Die Untersuchung ist nach wissenschaftlich anerkannten Methoden durchzuführen. Der Grenzwert für den Bodenumusgehalt ist als Durchschnitt über alle Schläge und Bewirtschaftungseinheiten einzuhalten. Der vorgegebenen Grenzwert von 1% Humus auf Böden mit 13% oder weniger Tongehalt bzw. 1,5% Humus auf Böden mit mehr als 13% Tongehalt darf nicht unterschritten werden.

keit erhöht. Nach den derzeitigen Regelungen sind die Anforderungen erfüllt, wenn jährlich mindestens drei Kulturen auf jeweils 15% der Ackerfläche angebaut werden. Kann dieses Anbauverhältnis nicht eingehalten werden, ist der Landwirt zur Erstellung einer jährlichen Humusbilanz¹¹ oder der Bestimmung des Bodenumusgehaltes¹² (alle sechs Jahre) verpflichtet.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Bestimmung des Bodenumusgehaltes als einzige Methode auf den tatsächlichen Humusgehalt im Boden eingeht und Vorgaben zum Mindestgehalt macht. Weder die Ermittlung einer Humusbilanz noch die Einhaltung eines Anbauverhältnisses sind geeignet, die Einhaltung eines Grenzwertes sicherzustellen.

Sowohl die die Anforderungen zum Erosionsschutz als auch zum Erhalt der organischen Substanz könnten von Relevanz für den Gewässerschutz sein. Die derzeitigen Regelungen haben jedoch nur eine geringe Steuerungswirkung und beinhalten kaum Restriktionen für die

landwirtschaftlichen Betriebe. Dies wird auch durch die Studie von NITSCH ET AL 2008 bestätigt.

Erhaltung von Dauergrünland

Grünland gewährleistet aufgrund des im Vergleich zu Getreide- oder Hackfruchtkulturen dichteren Pflanzenbewuchses, der intensiven Durchwurzelung und der besseren Bodenstruktur eine höhere Rückhaltung der Nährstoffe. Der Erhalt von Grünland, vor allem extensiven Grünland, kann vor diesem Hintergrund für den Gewässerschutz bedeutend sein. Die Erhaltung von Dauergrünland ist in der Verordnung (EG) 1782/2003 festgelegt. In Deutschland ist jedes Bundesland verpflichtet, auf der Grundlage der Direktzahlungen den Anteil des Dauergrünlandes an der gesamten landwirtschaftlichen Fläche zu ermitteln und an die Europäische Kommission zu melden. Dieser Wert wird mit einem Basiswert verglichen und führt je nach Dauergrünlandanteil zu unterschiedlichen Konsequenzen für den Direktzahlungsempfänger (Tabelle 1).

Tabelle 1: Konsequenzen bei Veränderung des Dauergrünlandanteils gegenüber Basiswert

Veränderung des Dauergrünlandanteils gegenüber Basiswert	Bestimmungen
< 5 %	Keine Verpflichtung für den einzelnen Landwirt
> 5 %	Bundesland muss Verordnung erlassen, nach welcher der Umbruch einer vorherigen Genehmigung bedarf
> 8 %	Bundesland kann Direktzahlungsempfänger verpflichten, umgebrochenes Dauergrünland wieder einzusäen oder Dauergrünland neu anzulegen
> 10 %	Bundesland muss Direktzahlungsempfänger verpflichten, umgebrochenes Dauergrünland wieder einzusäen oder Dauergrünland neu anzulegen

Quelle: Vgl. BMELV 2006

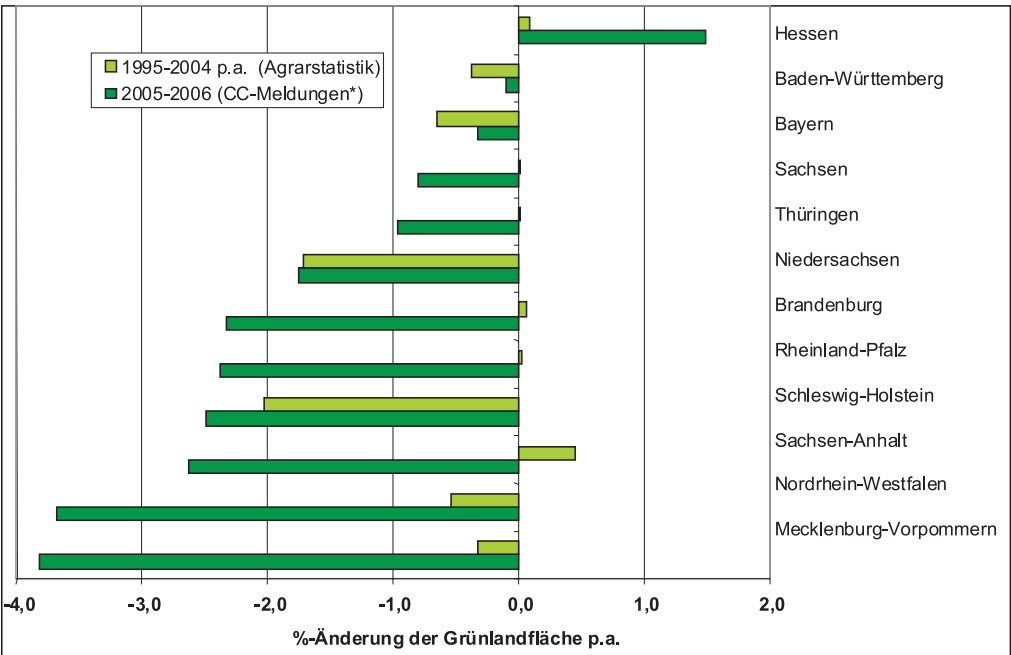


Abbildung 8: Änderung der Grünlandfläche pro Jahr
Quelle: Heike Nitsch, Bernhard Osterburg, Bisherige Erfahrungen mit Cross-Compliance auf EU-Ebene und Empfehlungen zur Weiterentwicklung, Umsetzung von Cross Compliance für den Naturschutz – Erfahrungen aus der Praxis“, Fachtagung der NNA, 16.4.2008

Trotz der Cross Compliance Regelungen zum Erhalt von Dauergrünland hat der Anteil des Grünlandes an der landwirtschaftlichen Nutzfläche angesichts der Preissteigerungen auf dem Agrarmarkt und der wieder zunehmenden Intensivierung der Agrarproduktion in Deutschland weiter abgenommen. Weiterhin hat die verstärkte Nachfrage nach Biomasse für die energetische Nutzung hierzu beträchtlich beigetragen. Allein Mecklenburg-Vorpommern (4,8 Prozent), Schleswig-Holstein/Hamburg (4,6 Prozent) und Nordrhein-Westfalen (4,2 Prozent) haben seit 2003 jeweils fast fünf Prozent des Grünlandes verloren.

Auch Bundesländer wie Niedersachsen/Bremen, Rheinland-Pfalz und Brandenburg/Berlin laufen Gefahr, in den nächsten Jahren mehr als fünf Prozent ihres Grünlandes zu verlieren (BUNDESREGIERUNG 2007). Darüber hinaus wurden Grünlandumbrüche in Niedermoorstandorten und Feuchtgrünlandflächen festgestellt, auf Flächen also, die für den Gewässerschutz von besonderer Bedeutung sind. Angesichts dieser Entwicklungen wird die Wirkung der Cross Compliance Regelungen zum Erhalt von Grünland eher schwach eingestuft. Es fehlt eine Lenkungswirkung, um den Umbruch ökologisch wertvollen Grünlandes, darunter auch Grünland von Bedeutung für den Gewässerschutz, zu verhindern. Eine Verschärfung bestehender Regelungen in der Landwirtschaft und im Naturschutz sollte erwogen werden, um sicherzustellen, dass kein Umbruch in sensiblen Gebieten, wie u.a. Überschwemmungsgebiete, organische Böden oder an Wasserläufen stattfindet.

Schnittstellen von Cross Compliance zu bestehenden EU-Regelungen

Von den 19 EU-Regelungen, deren Einhaltung im Rahmen von Cross Compliance gefordert wird, sind im Kontext dieser Studie insbesondere die Regelungen in den Bereichen Nitrat, Klärschlamm und Gewässerschutz von Bedeutung (vgl. Kapitel 3.3). Die Umsetzung der bestehenden Regelungen auf europäischer Ebene erfolgt jeweils durch Bundes- und Landesrecht und wurde in drei Schritten von 2005 bis 2007 realisiert (BMELV 2006).¹³

Cross Compliance bezieht sich damit auf bestehende gesetzliche Grundlagen, im Bereich Nitratbelastung auf die EU-Nitratrichtlinie, die auf Bundesebene über die Düngeverordnung umgesetzt wird. Die Kontrolle der

Einhaltung bestimmter Mindeststandards, die durch die Nitratrichtlinie vorgegeben werden, ist unter anderem Bestandteil einer Cross Compliance Prüfung. Darüber hinaus wird die Einhaltung der Vorschriften der Düngeverordnung im Rahmen von Fachrechtskontrollen überprüft (LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN 2006).¹⁴

Die Anforderungen von Cross Compliance gelten auch für flächenbezogene Maßnahmen des ländlichen Raums. Diese wurden in der Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfond für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) konkretisiert (siehe Abschnitt 3.1.3). Voraussetzung für die Teilnahme an diesen Förderprogrammen bzw. die Zahlung von Fördergeldern ist die Einhaltung der Cross Compliance relevanten Vorschriften (LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NIEDERSACHSEN 2006).

Cross Compliance Kontrollen

Zur Häufigkeit der Kontrollen und der Höhe der Kürzungen von Direktzahlungen bei Nicht-Einhaltung von Cross Compliance-Verpflichtungen hat die EU verbindliche Vorgaben gemacht.

Das Kontrollsystem für Cross Compliance basiert auf zwei Säulen. Zunächst erfolgt eine systematische Überprüfung vor Ort mit einer risikobasierten Auswahl der Betriebe von ein Prozent. Diese Kontrollen werden durch Anlass bezogene Kontrollen ergänzt (System der Cross Checks).

Die Höhe der Sanktionen richtet sich danach ob Fahrlässigkeit (1-5 Prozent Kürzung), Wiederholung (maximal 15 Prozent Kürzung) oder Vorsätzlichkeit (bis zu 100 Prozent) bei der Nichteinhaltung von Cross Compliance vorliegt.

Im Rahmen einer Cross Compliance-Kontrolle werden folgende Aspekte geprüft:

Zum Zeitpunkt der Überprüfung muss der Landwirt Bodenuntersuchungsergebnisse oder Beratungsempfehlungen zur jährlichen Ermittlung des Stickstoffbedarfes für alle landwirtschaftlich genutzten Flächen - außer für Grünland/Dauergrünland - vorlegen.

¹³ Die Regelungen von Cross Compliance in den Bereichen Nitrat, Klärschlamm und Gewässerschutz wurden mit dem 1.1.2005 wirksam.

¹⁴ Wichtig ist, dass Cross Compliance das deutsche Fachrecht nicht ersetzt. D.h. neben den Cross Compliance-Verpflichtungen sind die bestehenden Verpflichtungen aus dem deutschen Fachrecht auch weiterhin einzuhalten, selbst wenn sie die Cross Compliance-Anforderungen übersteigen.

Zusätzlich müssen Angaben zum Gesamtstickstoffgehalt, im Fall von Gülle auch für Ammoniumstickstoff, für die auf dem Betrieb eingesetzten Wirtschaftsdünger vorliegen.

Einzelbetrieblich wird ermittelt, ob und wie viel Stickstoff mit Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft produziert und abgegeben wird. Weiterhin wird im Rahmen einer Kontrolle geklärt, ob ausreichend Lagerraum für flüssige Wirtschaftsdünger vorhanden ist.

3.1.1.2 Fazit

Von den Cross-Compliance Regelungen werden fast alle landwirtschaftlichen Betriebe erfasst. Ausnahmen bilden flächenlose Tierhaltungen und zum Teil der intensive Gemüseanbau. Auch Betriebe mit mehrjährigen Kulturen (z.B. Spargel, Obst, Kartoffeln) haben ab einer bestimmten Größenordnung die Möglichkeit, ihre Flächen für den Beihilfebezug anrechnen zu lassen. Damit ist auf der einen Seite die Gefahr, dass Landwirte in größerem Umfang außerhalb des Beihilfesystems der EU produzieren, als gering zu bewerten und auf der anderen Seite das Potential hoch, dass die Anforderungen von Cross-Compliance flächenwirksam einen Beitrag für den Gewässerschutz leisten können.

Grundsätzlich sollte diskutiert werden, Cross Compliance-Vorschriften weiter zu verschärfen bzw. zusätzliche Regelungen einzuführen, welche die Ziele des Gewässerschutzes in verstärktem Maße unterstützen. Die Europäische Kommission schlägt in ihren Legislativvorschlägen im Rahmen des Gesundheits-Checks z.B. die Schaffung von Pufferzonen entlang von Wasserläufen als weitere Anforderung für die Erhaltung der landwirtschaftlichen Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand vor (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2008). Ähnliche Anforderungen finden sich bereits in der nationalen Umsetzung von Cross-Compliance in Frankreich und Großbritannien. Die verpflichtende Einführung eines Gewässerrandstreifens könnte für den Gewässerschutz einen erheblichen Beitrag leisten.

Grundsätzlich ist die Frage, in welchem Ausmaß Maßnahmen zur Erhaltung landwirtschaftlicher Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand (GLÖZ), darunter auch die Instandhaltung von Stilllegungsflächen, zu einer integrierten Nitratpolitik beitragen können. Hier ist anzumerken, dass die Stilllegungsflächen von der EU zunächst ausgesetzt wurden. Damit würde das Cross Compliance Instrument

der Instandhaltung von Stilllegungsflächen im Rahmen der GLÖZ-Maßnahmen keine Wirkung besitzen. Inwiefern sich die Aussetzung der Stilllegungsflächen tatsächlich auf eine Intensivierung der Landwirtschaft und damit eine höhere Nitratbelastung auswirkt, bleibt abzuwarten. Zunächst hatte die Aufhebung der Stilllegung in Deutschland einen vergleichsweise geringen zusätzlichen Effekt. Deutschlandweit ist die Herbstsaat zunächst um 4,8 Prozent erweitert worden.

Wesentlich ist, dass Cross Compliance im Vollzug einige Probleme aufwirft, da die Kontrolle einiger Parameter schwierig ist und die Risikoauswahl bei der geringen Kontrollrate von ein Prozent stichhaltige Aussagen zur Wirkung von Cross Compliance erschwert (NITSCH UND OSTERBURG 2007). Weiterhin fehlt zur Ermittlung der Wirksamkeit des Instruments Cross Compliance ein Bezugspunkt zur Situation vor der Einführung von Cross Compliance.

Bei allen Schwierigkeiten im Vollzug wird Cross Compliance insgesamt ein gewisser Erziehungsfaktor zugeschrieben, der die Landwirte dazu bringt, gesetzlich festgelegte Standards einzuhalten.

3.1.2 Modulation als zusätzliche Finanzquelle?

Bereits mit dem Reformschritt der Gemeinsamen Agrarpolitik im Jahr 1999 (Agenda 2000) wurde für die Mitgliedsstaaten der EU die Möglichkeit geschaffen, Direktzahlungen zu „modulieren“, d.h. die Direktzahlungen an die Landwirte konnten gekürzt und von der ersten in die zweite Säule umgeschichtet werden. In der zweiten Säule konnten diese Mittel für Maßnahmen des Umwelt-, Natur-, Tier- und Verbraucherschutzes, sowie für die Entwicklung des ländlichen Raums eingesetzt werden. Deutschland hat ab 2003 von dieser damals noch freiwilligen Möglichkeit Gebrauch gemacht und eine Modulation von zwei Prozent eingeführt (fakultative Modulation).

Mit der EU-Agrarreform von 2003 wurde dann die für alle Mitgliedsstaaten verpflichtende (obligatorische) Modulation eingeführt. In Deutschland wurden folgende Modulationssätze festgesetzt: Drei Prozent im Jahr 2005, vier Prozent im Jahr 2006 und fünf Prozent ab dem Jahr 2007 (BMELV 2006B).

Die modulierten Mittel werden von den Bundesländern kofinanziert und für Maßnahmen des Umwelt-, Natur-, Tier- und Verbraucherschutzes, sowie für die Entwicklung des ländlichen Raums eingesetzt (BMELV 2006B).

Grundsätzlich werden mit der Modulation den Programmen zur Förderung des ländlichen Raumes zusätzliche finanzielle Mittel zugewiesen und damit auch die Möglichkeiten verbessert, Leistungen der Landwirtschaft für den Umweltschutz, die über die gute fachliche Praxis hinausgehen, zu honorieren.

Damit auch der Gewässerschutz Berücksichtigung im Rahmen dieser Programme findet, sind klar formulierte Zielvorgaben seitens der Wasserwirtschaft erforderlich (KIEFER 2003). Auf diese Weise könnten Win-Win-Lösungen geschaffen werden, von denen sowohl die Landwirtschaft als auch der Gewässerschutz profitieren können. Dies könnte insbesondere die Umsetzung der Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie unterstützen (siehe Kapitel 3.2).

Das Instrument der Modulation wird nach wie vor kontrovers diskutiert. Beispielsweise sprechen sich die Landwirtschaftsministerien der Bundesländer für eine stärkere Finanzausstattung der zweiten Säule bei gleichzeitigem Verzicht auf die Modulation aus. Eine langfristige Einplanung eines Teils der Modulationsmittel für die Ziele des Gewässerschutzes wird dadurch erschwert.

Laut der Europäischen Kommission soll die Modulation ab dem Jahr 2009 in Zwei-Prozent-Schritten bis 2012, von derzeit 5 Prozent, auf insgesamt 13 Prozent gesteigert werden. Ferner ist eine zusätzliche Aufstockung in Abhängigkeit der Höhe der Beihilfen vorgesehen. Für Betriebe mit Direktzahlungen zwischen 100.000 Euro und 199.999 Euro steigt die Modulationsrate bis 2012 auf 16 Prozent, für Empfänger von 200.000 Euro - 299.999 Euro auf 19 Prozent und für Betriebe mit Zahlungen über 300.000 Euro auf 22 Prozent. Die dabei zusätzlich freigesetzten Mittel (in Höhe von 4,9 Milliarden Euro) sollen komplett im jeweiligen Mitgliedstaat verbleiben und für die von der Kommission so genannten „neuen Herausforderungen“ eingesetzt werden. Dies ist neben der Erhaltung der Artenvielfalt, dem Klimaschutz und den erneuerbaren Energien auch die Wasserbewirtschaftung. (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2008).

3.1.3 Honorierung des Gewässerschutzes durch Fördermittel für den ländlichen Raum (ELER)

Mit der Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds (ELER) wurde eine Möglichkeit geschaffen, Maßnahmen zum Schutz

der Umwelt und der Landschaft, einschließlich zum Gewässerschutz, zu finanzieren. Da die Umsetzung von ELER in Deutschland und die Durchführung der Maßnahmen in der Verantwortung der Bundesländer liegt, haben diese Entwicklungspläne aufgestellt. Die sich daraus ableitenden Förderrichtlinien stellen die wichtigste Grundlage für die Förderung der ländlichen Entwicklung in den Jahren 2007 bis 2013 dar. In den folgenden Kapiteln wird daher zunächst auf die Rahmenbedingungen der ländlichen Entwicklung und auf die Umsetzung der ELER-Verordnung in Deutschland sowie die Ausgestaltung der ländlichen Entwicklungspläne der Bundesländer eingegangen. Eine Betrachtung der unterschiedlichen Ebenen erlaubt eine Einschätzung, inwiefern Ziele des Gewässerschutzes auf unterschiedlichen politischen Ebenen eingebracht wurden.

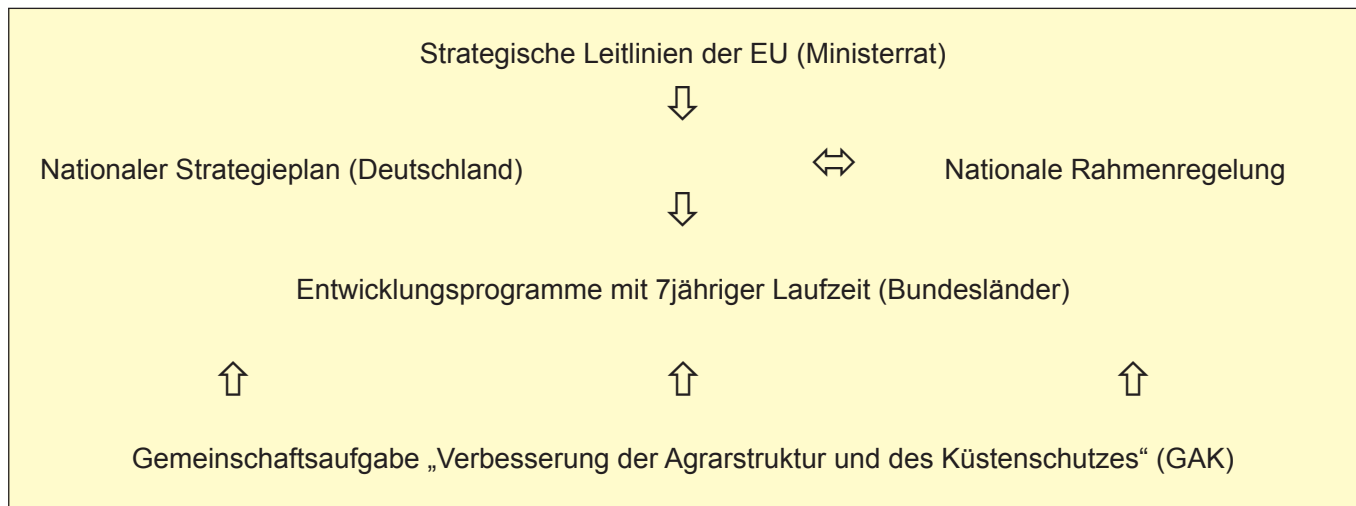
3.1.3.1 Neuer einheitlicher Rahmen für die ländliche Entwicklung

Die Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) wurde in drei Stufen umgesetzt: Zunächst hat der Europäische Rat (2006) auf der Grundlage der politischen Prioritäten der Gemeinschaft **strategische Leitlinien der Gemeinschaft für die Entwicklung des ländlichen Raums** erlassen (Art. 9 ELER-VO). Im nächsten Schritt waren die Mitgliedstaaten am Zuge, einen **Nationalen Strategieplan** vorzulegen, der auf den strategischen Leitlinien der Gemeinschaft aufbaut (Art. 11 ELER-VO). Die Umsetzung des Nationalen Strategieplanes erfolgt in Deutschland über die **Entwicklungsprogramme der Bundesländer** mit einem Bündel von Maßnahmen (Art. 15 ELER-VO).

Da Deutschland aufgrund seiner föderalen Struktur zu den Mitgliedsstaaten mit regionaler Programmplanung zählt, wurde eine nationale Rahmenregelung mit gemeinsamen Bestandteilen der Programme zur Genehmigung vorgelegt (gemäß Art. 15 Abs. 3 ELER-VO). Grundlage der **nationalen Rahmenregelung** und der Länderprogramme bilden die Maßnahmen der Bund-Länder-Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ (GAK).

Das Verhältnis der verschiedenen „Bausteine“ zur ländlichen Entwicklung zeigt die Box 1.

Box 1: Strategischer Ansatz zur Umsetzung der ELER-Verordnung



Quelle: CHOUDHURY 2007 - eigene Zusammenstellung

Ziele für die ländliche Entwicklung

Die Strategischen Leitlinien der EU weisen die Verbesserung von Umwelt und Landschaft als eine Priorität der Gemeinschaft (Schwerpunkt 2) aus. Die in diesem Schwerpunkt vorgesehenen Mittel sollen einen Beitrag in folgenden Bereichen leisten (EUROPÄISCHER RAT 2006):

- Biologische Vielfalt,
- Erhaltung und Entwicklung von land- und forstwirtschaftlichen Systemen von hohem Naturschutzwert und von traditionellen Landschaften in landwirtschaftlich genutzten Gebieten,
- Wasser und Klimawandel.

Folgende Kernaktionen der Strategischen Leitlinien (EUROPÄISCHER RAT 2006) können zum Ziel des Gewässerschutzes beitragen:

- Förderung von Umweltdienstleistungen und artgerechter Tierhaltung,
- Erhaltung der Kulturlandschaft und der Wälder,

- Stärkung des Beitrags des ökologischen Landbaus als ganzheitlichen Ansatz nachhaltiger Landwirtschaft.

Die in den strategischen Leitlinien erwähnte Kernaktion „Bekämpfung des Klimawandels“ und die damit verbundene Erzeugung von Biomasse steht nicht notwendigerweise in Einklang mit den Zielen des Gewässerschutzes. Seitens mehrerer Experten sowie des Forschungsteams wird bei einem Ausbau der Biomasse ein zusätzlicher Druck hinsichtlich der Gewässerbelastung erwartet.

Der Nationale Strategieplan listet die Vermeidung bzw. Reduzierung von Emissionen, unerwünschten Stoffeinträgen und Beeinträchtigungen in die Gewässer als prioritäres Ziel auf. Jedoch sind auch die Ziele zum Erhalt der Biodiversität sowie der nachhaltigen Landbewirtschaftung für den Gewässerschutz von Bedeutung (Box 2).

Box 2: Ziele des Nationalen Strategieplans

- Sicherung/Verbesserung des Zustands bzw. der Vielfalt an natürlichen bzw. schutzwürdigen Lebensräumen und heimischen Tier- und Pflanzenarten (Biodiversität); (Ziel I),
- Vermeidung bzw. Reduzierung von Emissionen, unerwünschten Stoffeinträgen und Beeinträchtigungen in/von Boden, Wasser und Luft durch entsprechende Bewirtschaftungsmaßnahmen (Wasser-, Klima- und Bodenschutz); (Ziel II),
- Aufrechterhaltung einer möglichst flächendeckenden, nachhaltigen Landbewirtschaftung; (Ziel III), Ausbau einer umwelt- und besonders artgerechten landwirtschaftlichen Nutztierhaltung; (Ziel IV),
- Erhöhung der Stabilität und der Naturnähe der Wälder; (Ziel V).

Quelle: BMU 2006A¹⁵

¹⁵ BMU 2006: Nationaler Strategieplan der Bundesrepublik

Deutschland für die Entwicklung ländlicher Räume 2007-2013. Stand vom 9. September 2006.

Konkrete Maßnahmen zum Gewässerschutz im Rahmen der nationalen Rahmenregelung

Zahlungen im Rahmen von Natura 2000 und Zahlungen im Zusammenhang mit der Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) sind nicht Bestandteil der Nationalen Rahmenregelung (BMELV 2007B). Teilweise werden diese Zahlungen aber auch, ggf. ohne finanzielle Beteiligung des Bundes, in den Länderprogrammen angeboten.

Indirekt sieht die nationale Rahmenregelung in verschiedenen Schwerpunkten jedoch Maßnahmen vor, die dem Gewässerschutz zu Gute kommen (Tabelle 2).

Die Nationale Rahmenregelung enthält einen umfangreichen Katalog für Zahlungen für Agrarumweltmaßnahmen zur Förderung einer markt- und standortangepassten Landbewirtschaftung (MSL) (Box 3). Diese finden sich in den Länderprogrammen wieder.

Bedeutung von MSL-Maßnahmen für den Gewässerschutz

Durch die Zahlungen für die Einhaltung freiwilliger Agrarumweltverpflichtungen sollen dem Landwirt Anreize geboten werden, Produktionsverfahren anzuwenden, die dem Schutz der Umwelt, des ländlichen Raums und der natürlichen Ressourcen dienen. Folgende Agrarumweltmaßnahmen kommen insbesondere dem Gewässerschutz zu Gute:

- Anbau von Zwischenfrüchten und Untersaaten als Winterbegrünung (A.2)
- extensive Grünlandnutzung (B.1, B.2, B.3.1)
- ökologische Anbauverfahren (C) sowie
- Förderung mehrjähriger Stilllegung (D)

Zwischenfrüchte sind zur Nitratreduzierung geeignet, da sie den nach der Ernte noch im Boden verbleibenden Reststickstoff aufnehmen. Dadurch wird Stickstoff vor Verlagerung im Boden geschützt, so dass sich die

Tabelle 2: Maßnahmen der Nationalen Rahmenregelung mit Relevanz für den Gewässerschutz

Schwerpunkt	Bezeichnung der Maßnahme	Bemerkung/Relevanz für den Gewässerschutz
Schwerpunkt 1	GAK: Agrarinvestitionsprogramm AFP	Dies schließt die Investitionsförderung zur Ausweitung des Güllestauraums ein.
Schwerpunkt 2	GAK-Förderung einer markt- und standortangepassten Landwirtschaft	In diesem Rahmen werden Zahlungen für Agrarumweltmaßnahmen gewährt (Box).
Schwerpunkt 3	GAK-Förderung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen: Naturnahe Gewässerentwicklung GAK-Förderung der integrierten ländlichen Entwicklung: Schutzpflanzungen	

Box 3: Agrarumweltmaßnahmen im Rahmen der Förderung einer markt- und standortangepassten Landbewirtschaftung (MSL)

A. Förderung extensiver Produktionsverfahren im Ackerbau oder bei Dauerkulturen

- Fruchtartendiversifizierung im Ackerbau (A.1)
- Anbau von Zwischenfrüchten oder Untersaaten im Ackerbau oder Begrünung von Dauerkulturen (A.2)
- Anwendung von Mulch- oder Direktsaat oder Mulchpflanzverfahren im Ackerbau (A.3)
- Ausbringung flüssiger Wirtschaftsdünger mit besonders umweltfreundlichem Ausbringungsverfahren (A.4)
- Anwendung von erosionsmindernden Produktionsverfahren des Ackerfütterbaus (A.5)
- Verzicht auf die Anwendung von Herbiziden im Betriebszweig Dauerkulturen (A.6)
- Anlage von Blühflächen oder Blüh- bzw. Schonstreifen (A.7)
- Anwendung von biologischen oder biotechnischen Maßnahmen des Pflanzenschutzes (A.8)

B. Förderung extensiver Grünlandnutzung

- Extensive Bewirtschaftung des Dauergrünlandes mit höchstens 1,4 RGV/ha Hauptfutterfläche (B.1)
- Umwandlung von Ackerflächen in extensiv zu nutzendes Grünland (B.2)
- Extensive Bewirtschaftung von bestimmten Grünlandflächen (B.3)

C. Förderung ökologischer Anbauverfahren

D. Förderung mehrjähriger Stilllegung

Quelle: Nationale Rahmenregelung der Bundesrepublik Deutschland für die Entwicklung ländlicher Räume (BMELV 2007C).

Nitratkonzentration im durchwurzelten Bodenraum bei angepasster Bodenbewirtschaftung vermindert. Die Winterbegrünung besitzt aufgrund der Nährstoffbindung im Aufwuchs der Anbaukulturen und der Bodenbedeckung über den Winter eine hohe ökologische Wirksamkeit auf die Ressourcen Boden und Wasser (LFL 2004).

Dauergrünland stellt unter Wasserschutzaspekten eine günstige Form der landwirtschaftlichen Flächennutzung dar. Durch die geschlossene Grasnarbe ist die Stickstoff-Fixierung und –Aufnahme sehr hoch. Der Erhalt von Dauergrünland reduziert folglich das potenzielle Risiko der Stickstoff-Auswaschung. Insgesamt ist das Minderungspotenzial abhängig von der Intensität der Grünlandbewirtschaftung. Günstig auf den Grundwasserhaushalt wirkt sich extensive Grünland aus (LFL 2004).

Ökologische Anbauverfahren basieren auf einem ganzheitlichen Ansatz und bauen auf weitgehend geschlossenen betrieblichen Kreisläufen auf. Sie tragen daher in besonderem Maße zur nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen, insbesondere des Grundwassers, bei. Ökologische Anbauverfahren haben das Potenzial, unterschiedlichen Umweltzielen, z.B. dem Klima und Grundwasserschutz gleichermaßen gerecht zu werden (DAHLMANN 2007).

3.1.3.2 Welche Förderung stellen die Bundesländer im Rahmen der ländlichen Entwicklung für den Gewässerschutz bereit?

Die Umsetzung der ELER-Verordnung in Deutschland und die Durchführung der Maßnahmen zur ländlichen Entwicklung fallen in den Verantwortungsbereich der einzelnen Bundesländer. Für die Förderperiode der ländlichen Entwicklung von 2007 bis 2013 haben die Bundesländer Entwicklungspläne erarbeitet und der Europäischen Kommission zur Genehmigung vorgelegt. Alle deutschen Entwicklungspläne wurden bis Ende 2007 im Ausschuss für die Entwicklung des ländlichen Raums (RDC) beschlossen.

Nach den Vorgaben der EU sind die Entwicklungspläne in vier Schwerpunkte untergliedert:

1. Verbesserung der Wettbewerbsfähigkeit der Land- und Forstwirtschaft
2. Verbesserung von Umwelt und Landschaft durch Landbewirtschaftung
3. Verbesserung der Lebensqualität im ländlichen Raum und Diversifizierung der ländlichen Wirtschaft und
4. Aktivitäten im Rahmen von Leader

Deutschlandweit werden für die Modernisierung landwirtschaftlicher Betriebe im Rahmen des Agrarinvestitionsförderungsprogramms 37,2 Prozent der Gesamtmittel des **Schwerpunktes 1** (insgesamt 3.696,7 Mio. €) ausgegeben. Dies schließt auch Förderungen zur Ausweitung des Güllelagerungsraumes ein (DEUTSCHE VERNETZUNGSSTELLE LEADER 2008). Allerdings standen hier zum Zeitpunkt der Untersuchung keine konkreten Angaben zum Anteil der Investition in Güllelagerkapazitäten an der Maßnahme „Modernisierung landwirtschaftlicher Betriebe“ zur Verfügung, sodass im Weiteren keine länderbezogenen Aussagen getroffen werden.

Der **Schwerpunkt 2** ist insgesamt mit 5.505,7 Mio. € ausgestattet. Davon fallen weniger als fünf Prozent auf Zahlungen im Rahmen von Natura 2000 und Zahlungen im Zusammenhang mit der WRRL (Code 213). Der Schwerpunkt liegt mit 61,3 Prozent der Mittel des Schwerpunktes 2 auf Zahlungen für Agrarumweltmaßnahmen (Code 214). Diese beinhalten die Förderung

- extensiver Produktionsverfahren im Ackerbau oder bei Dauerkulturen;
- extensiver Grünlandnutzung;
- ökologischer Anbauverfahren;
- mehrjähriger Stilllegung.

Schwerpunkt 3, ausgestattet mit insgesamt 3.042,8 Mio. €, weist Aufwendungen in Höhe von 31,2 Prozent für die Erhaltung und Verbesserung des ländlichen Erbes (Code 323) aus. Dies schließt die GAK-Förderung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen (naturnahe Gewässerentwicklung) sowie die GAK-Förderung der integrierten ländlichen Entwicklung (Schutzpflanzungen) ein. An dieser Stelle ist jedoch nicht nachvollziehbar, inwiefern diese Maßnahmen einer Reduzierung der Nitratbelastung zu Gute kommen. Die Maßnahmen des Schwerpunktes 3 gehen daher in die Länderbetrachtung nicht ein.

Abbildung 9 gibt einen Überblick über die prozentuale Verteilung der ELER-Mittel in den Bundesländern für die einzelnen Schwerpunkte.

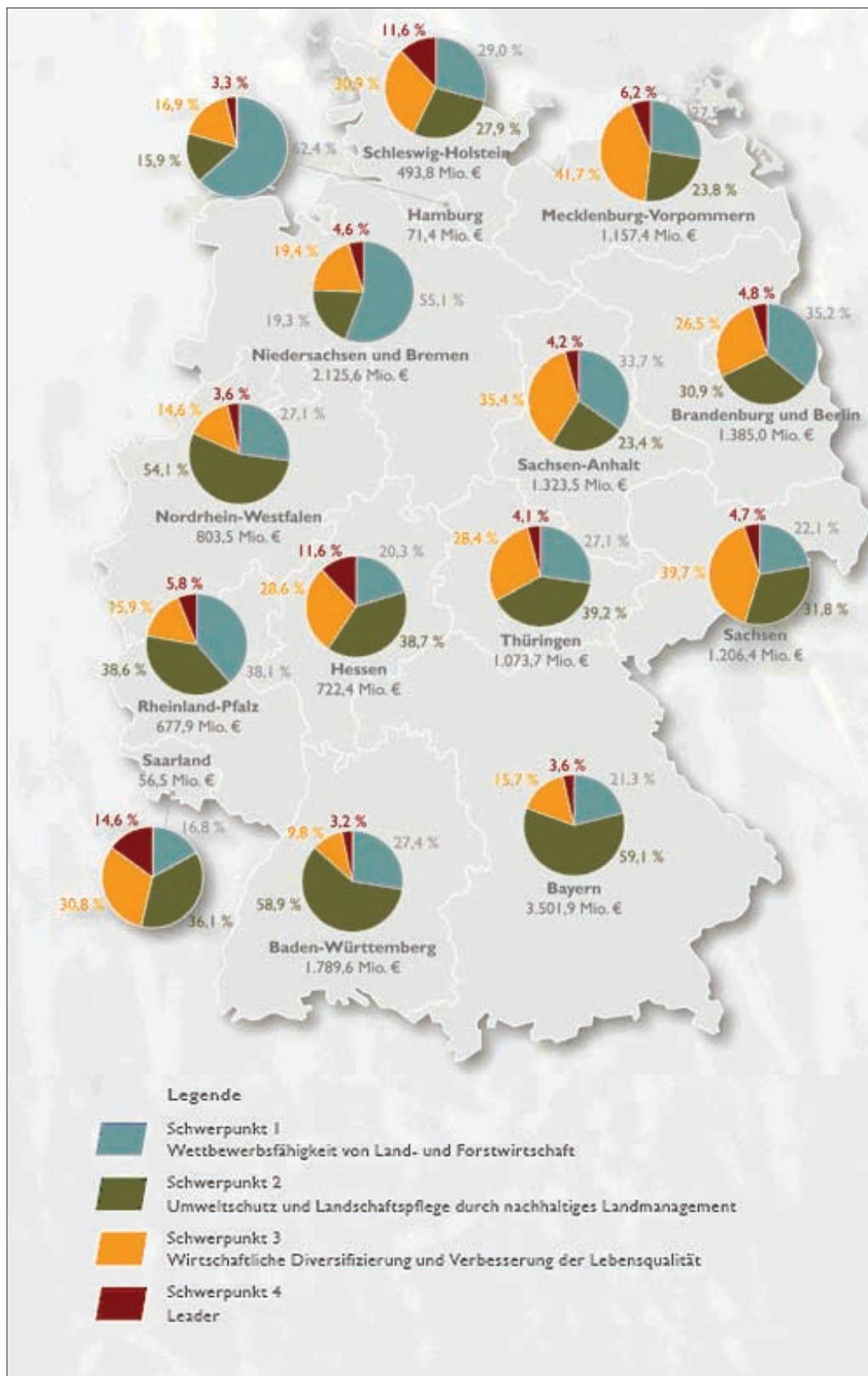


Abbildung 9:
Mittel für die Förderung
des ländlichen Raums,
öffentliche Aufwendungen
(ELER-Mittel und nationale
Mittel inkl. „top ups“)
Quelle: Deutsche Vernet-
zungsstelle LEADER+ (o.J.)

Aus Abbildung 9 wird deutlich, dass Nordrhein-Westfalen, Bayern und Baden-Württemberg zwischen 50 und 60 Prozent der ELER-Mittel in den Schwerpunkt 2 zum Schutz der Umwelt und der Landschaft investieren. Damit besteht in diesen Ländern, die z.T. hohe Nitratbelastungen aufweisen, ein deutliches Potential, Maßnahmen zur Reduzierung der Nitratbelastung im Rahmen dieses Schwerpunktes zu entwickeln und durchzuführen.

In den Bundesländern Berlin/Brandenburg, Saarland, Rheinland-Pfalz, Hessen, Thüringen und Sachsen werden zwischen 30 und 40 Prozent der Gesamtmittel in den Schwerpunkt 2 investiert.

Weniger als 30 Prozent der Gesamtmittel werden in den Bundesländern Schleswig-Holstein, Sachsen-Anhalt, Mecklenburg-Vorpommern, Bremen und Hamburg im

Schwerpunkt 2 zur Verfügung gestellt. Damit besteht in z.T. stark nitratbelasteten Bundesländern wie Schleswig-Holstein oder Niedersachsen wenig Gestaltungsspielraum, Nitratbelastungen wirksam zu reduzieren.

Schwerpunkt 2: Verbesserung von Umwelt und Landschaft durch Landbewirtschaftung

Von den 12 angebotenen Maßnahmen des Schwerpunktes 2 können folgende Maßnahmen einen Beitrag zum Gewässerschutz leisten:

- Zahlungen im Rahmen von Natura 2000 und Zahlungen im Zusammenhang mit der Wasserrahmenrichtlinie
- Zahlungen für Agrarumweltmaßnahmen

In den nachfolgenden Abschnitten wird dargestellt, wie viel die einzelnen Bundesländer in Maßnahmen im Rahmen von Natura 2000 und Zahlungen im Zusammenhang mit der WRRL (Code 213) sowie Agrarumweltmaßnahmen (Code 214) investieren. Angemerkt sei, dass nicht alle Maßnahmen, die hierunter gefasst sind, einen Beitrag zum Gewässerschutz leisten bzw. explizit darauf ausgerichtet sind. Eine Ausdifferenzierung derjenigen Maßnahmen, die potentiell einen Beitrag leisten bzw. explizit auf den Gewässerschutz

ausgerichtet sind, war im Rahmen dieses Projektes nicht möglich.

Tabelle 3 gibt zusätzlich einen Überblick über die jeweiligen Anteile am Gesamtbudget für den Schwerpunkt 2: Umweltschutz und Landschaftspflege durch nachhaltiges Landmanagement.

Bayern verfügt über das mit Abstand höchste Gesamtbudget, sieht jedoch einen vergleichsweise geringen Anteil von ca. 56 Prozent am Gesamtbudget für die Maßnahmen im Rahmen von Natura 2000 und Zahlungen im Zusammenhang mit der WRRL (Code 213) und Agrarumweltmaßnahmen (Code 214) vor. Vor dem Hintergrund, dass in Bayern der Nitratwarnwert und der Nitratgrenzwert an einigen Stellen überschritten wird, z.T. mit weiterhin steigender Tendenz, scheint dies als vergleichsweise geringer Anteil am Gesamtbudget.

In Baden-Württemberg wurden im Jahr 2005 der Nitratwarnwert des Grundwasserüberwachungsprogramms von 40 mg/l an jeder sechsten Landesmessstelle und der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 50 mg/l an jeder neunten Landesmessstelle überschritten. Mit einem relativ hohen Gesamtbudget und einem Förderpotenzial für die genannten Maßnahmen

Tabelle 3: Aufwendungen der Bundesländer in Mio. EUR für Zahlungen im Rahmen von Natura 2000 und Zahlungen im Zusammenhang mit der WRRL (Code 213) und Agrarumweltmaßnahmen (Code 214) (2007-2013)

Land	ELER Gesamt/ Mio EUR	ELER Schwerpunkt 2	top-up	Gesamt Schwerpunkt 2	% der Gesamt-mittel	213	213 - % an der Gesamt-summe	214	214 - % an der Gesamt-summe	Anteil 213 + 214 an der Gesamt-summe
BW	1.789,6	829,5	225,3	1.054,8	58,9	56,4	5,3	760,5	72,1	77,4
BY	3.501,9	1547,0	522,4	2.069,4	59,1	10,0	0,5	1156,8	55,9	56,4
BB/B	1.385,0	427,9	0,0	427,9	30,9	39,4	9,2	267,4	62,5	71,7
HH	71,4	11,4	0,0	11,4	15,9	0,4	3,5	10,1	88,6	92,1
HE	722,4	230,8	49,0	279,8	38,7	0,0	0,0	177,6	63,5	63,5
MV	1.157,4	276,0	0,0	276,0	23,8	0,0	0,0	203,6	73,8	73,8
NI/HB	2.125,6	341,6	68,3	409,9	19,3	14,2	3,5	338,3	82,5	86,0
NRW	803,5	425,6	8,8	434,4	54,1	23,5	5,4	338,1	77,8	83,2
RP	677,9	203,3	58,6	261,9	38,6	0,0	0,0	159,8	61,0	61,0
SL	56,5	20,4	0,0	20,4	36,1	0,0	0,0	19,8	97,1	97,1
SN	1.323,5	383,1	0,0	383,1	31,8	0,0	0,0	210,4	54,9	54,9
ST	1.323,5	286,9	22,3	309,2	23,4	39,6	12,8	205,5	66,5	79,3
SH	493,8	133,6	4,3	137,9	27,9	8,4	6,1	107,6	78,0	84,1
TH	1.073,7	388,6	32,6	421,2	39,2	0,0	0,0	270,4	64,2	64,2

Quelle: Eigene Zusammenstellung auf der Grundlage der Daten der Deutschen Vernetzungsstelle LEADER (2008): Verteilung der Mittel auf die Maßnahmen in den Länderprogrammen.

von über 77 Prozent im Rahmen des Schwerpunktes 2 sind zumindest die formellen Rahmenbedingungen gegeben, die Gewässerbelastung durch die Landwirtschaft zukünftig zu reduzieren.

Länder mit hohen Nitratbelastungen wie Nordrhein-Westfalen, Niedersachsen und Schleswig-Holstein sehen bei deutlich knapperer Mittelausstattung des Schwerpunktes 2, verglichen mit Bayern und Baden-Württemberg, deutlich über 80 Prozent der Mittel für Maßnahmen der Kategorie 213 und 214 vor. Hier ist jedoch aufgrund der im Vergleich zu Bayern und Baden-Württemberg geringen Mittelzuweisung für den Schwerpunkt 2 fragwürdig, ob eine Reduzierung der Gewässerbelastung durch die Landwirtschaft erreicht werden kann.

Langjährige Erfahrungen in Nordrhein-Westfalen zeigen zudem, dass sich das Instrument der freiwilligen Agrarumweltmaßnahmen über einen an der Fläche ansetzenden Extensivierungsansatz nicht ausreicht, um die Nährstoffüberschüsse in Problemregionen zu reduzieren. Eine Kombination aus ordnungsrechtlichen Maßnahmen (z.B. Düngeverordnung), freiwilligen Kooperationen (z.B. in Nordrhein-Westfalen in langer Tradition mit der Wasserwirtschaft), Beratungs- und Informationsmaßnahmen und spezifischen freiwilligen Maßnahmen (z.B. Anlage von Uferstrandstreifen) wird nach der Evaluierung der letzten Förderperiode (NRW-Programm ‚Ländlicher Raum‘) empfohlen.

Hervorzuheben ist weiterhin, dass Länder wie Brandenburg, Nordrhein-Westfalen, Schleswig-Holstein, Baden-Württemberg und Sachsen-Anhalt über 5 Prozent der Mittel des Schwerpunktes 2 für Maßnahmen im Rahmen von Natura 2000 und Zahlungen im Zusammenhang mit der WRRL eingestellt haben, während andere Länder bisher keine Mittel in dieser Kategorie vorgesehen haben.

Ferner ist jedoch zu berücksichtigen, dass Agrarumweltmaßnahmen aufgrund der steigenden Preise für Agrarprodukte und der zunehmenden Nachfrage nach Biomasse an Attraktivität verlieren, es sei denn, dass dieses durch erhöhte Kompensationszahlungen ausgeglichen wird. Dies würde aber zum Teil eine erhebliche Anhebung der Kompensationszahlungen bedeuten. Dies trifft vor allem für die Maßnahmen Erhalt von Grünland und Umwandlung von Ackerland in Grünland zu, Maßnahmen also, die aufgrund ihres hohen Minde-

rungspotentials zur Nitratreduzierung von großer Bedeutung für den Gewässerschutz sind. So wurde die im bayerischen Förderprogramm angebotene Maßnahme zur Umwandlung von Ackerland in Grünland bislang von keinem Landwirt beantragt.

3.2 Entwicklung des Gewässerschutzes in Deutschland und in der Europäischen Gemeinschaft

Die Analyse der Belastungssituation von Gewässern mit Nährstoffen (siehe Kapitel 2) macht deutlich, dass ein effizienter Gewässerschutz eine integrative Betrachtung der Ressourcenbewirtschaftung erfordert. Für den Bereich Landwirtschaft wurden in den vergangenen Jahren zahlreiche Gesetze und Verordnungen erlassen, die das Ziel höherer Umweltstandards verfolgen (siehe Kapitel 3.1). Parallel dazu entwickelte sich der Gewässerschutz in Europa durch entsprechende Richtlinien weiter. Für einen wirksamen Schutz der Gewässer muss also auf der einen Seite eine fachliche Verzahnung, insbesondere der Politikbereiche Landwirtschaft und Gewässerschutz, stattfinden. Auf der anderen Seite ist ebenso eine Erweiterung der räumlichen Betrachtungsebene erforderlich, da die Bewirtschaftung der Ressource Wasser in nationalen oder anderen administrativ festgelegten Grenzen nur bedingt erfolgreich sein kann. Ein effektiver Gewässerschutz erfordert daher bei grenzüberschreitenden Flussgebieten eine internationale Koordination und Kooperation. Gleichzeitig unterliegt der Gewässerschutz jedoch dem Subsidiaritätsprinzip, da vor Ort oft bessere Kenntnisse über die Gewässersituation und die Verursacher von Gewässerverschmutzungen vorhanden sind. Mit dem Umsetzungsprozess der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG, kurz WRRL) soll diesen Anforderungen Rechnung getragen werden.

3.2.1 Die EG-Wasserrahmenrichtlinie – eine Chance für Europas Gewässer

Mit der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wurde eine grundlegende Änderung der räumlichen und institutionellen Organisation des europäischen Gewässerschutzes eingeleitet (MOSS 1999). Nach der WRRL bildet das Flussgebiet in seiner Gesamtheit die relevante Größe für die Bewirtschaftung europäischer Gewässer. Die Entwicklung der europäischen Wasserpolitik hin zur WRRL, vollzog sich in drei Phasen, die im Folgenden einleitend dargestellt werden. Davon ausgehend werden die zentralen Neuerungen und der Umsetzungsstand der WRRL kurz umrissen.

Die Entwicklung des europäischen Gewässerschutzes bis zur WRRL

Die Entwicklung des Gewässerschutzes der Europäischen Union (EU) vollzog sich in drei wesentlichen Phasen (Lebensministerium 2000). Die erste Phase begann 1973 mit der Initiierung des ersten Umweltaktionsprogramms¹⁶ (Environmental Action Program – EAP), das die Ziele und Richtlinien der Umweltpolitik der europäischen Kommission festlegte (EEB UND BREYER 2001). Zwischen 1975 und 1980 wurden zahlreiche Maßnahmen zur Reduzierung und zum Schutz vor Wasserverschmutzungen verabschiedet. Die Richtlinien aus dieser Zeit basieren vor allem auf dem ersten EAP und beinhalten Umweltqualitätsnormen für bestimmte Gewässertypen bzw. legen Emissionsgrenzwerte für spezielle Wassernutzungen fest (EEB UND BREYER 2001).¹⁷ Der duale Ansatz von Umweltqualitätsnormen und Emissionsgrenzwerten, sowie die Unterteilung in zahlreiche Gewässertypen führten jedoch zu einer starken Zersplitterung der Gesetzgebung und zu Umsetzungsdefiziten (LANGE 2003). Entsprechend traten die Umweltverbesserungen nicht im erhofften Umfang ein.

Ende der 1980er Jahre traten in der Europäischen Union zunehmend Probleme mit Wasserverschmutzungen auf. Diese äußerten sich insbesondere in einer steigenden Eutrophierung von Meeres- und Fischgewässern sowie einem allgemein verschlechterten Zustand der aquatischen Ökosysteme. Die zweite Phase des Gewässerschutzes begann Ende der 1980er und endete Mitte der 1990er. Wesentliche Gesetzgebungen dieser zweiten Phase sind die Kommunalabwasserrichtlinie (91/271/EWG) und die Nitratriichtlinie (91/676/EWG) (siehe Kapitel 3.3.1.1), die die Abwasserreinigung und die Nutzung von Dünger in der Landwirtschaft regeln.¹⁸

Mit der Mitteilung KOM/1996/59/final der Europäischen Kommission an den Rat und das Parlament im Februar 1996 wurde die **dritte Phase**¹⁹ des Gewässerschutzes eingeleitet (BMU UND UBA 2004). Grund für diese Mitteilung war die zunehmende Kritik aus den Mitgliedstaaten und dem Europäischen Parlament an der Inkonsistenz der zahlreichen Gewässerschutzrichtlinien und Verordnungen. Auf Grundlage dieser Mitteilung legte die Europäische Kommission 1997 einen Entwurf der Richtlinie zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (kurz: Wasserrahmenrichtlinie - WRRL) vor. Die WRRL (2000/60/EG) trat im Dezember 2000 in Kraft.

3.2.2 Ziele und Neuerungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie

Die WRRL strebt eine Harmonisierung des europäischen Gewässerschutzes an und legt einen neuen Ordnungsrahmen für die Bewirtschaftung fest. Mit ihrem Fokus auf dem Flusseinzugsgebiet als relevante Bewirtschaftungseinheit wird ein hohes Maß an Koordination und Abstimmung über administrative und institutionelle Grenzen hinweg erforderlich (KÖCK UND UNNERSTALL 2004; MOSS 1999). Zusätzlich wird mit der WRRL zum ersten Mal ein Ordnungsrahmen geschaffen, der alle Gewässertypen (mit Ausnahme von Meeresgewässern außerhalb der Hoheitsgebiete) umfasst. Dabei wird in der Bewirtschaftung unterschieden zwischen Grundwasser- und Oberflächenwasserkörpern (Flüsse, Seen, Übergangs- und Küstengewässer) (BMU UND UBA 2004). Im Folgenden werden die zentralen Neuerungen der WRRL kurz skizziert.²⁰

¹⁶ Das inzwischen sechste Umweltaktionsprogramm (1600/2002/EC) wurde im Sommer 2002 durch den Rat der EU und durch das Europäische Parlament angenommen, es legt die Ziele, Richtlinien und Strategien der europäischen Umweltpolitik bis 2010 fest. (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2002B)

¹⁷ Umweltqualitätsnormen wurden in der Oberflächenwasser-Richtlinie (75/440/EWG), der Badegewässer-Richtlinie (76/160/EWG), der Muschelgewässer-Richtlinie (79/923/EWG) und der Trinkwasserrichtlinie (80/778/EWG) festgelegt. Emissionsgrenzwerte, welche direkt beim Verursacher ansetzen, kommen in der Richtlinie über den Schutz der Gewässer vor gefährlichen Stoffen (76/464/EWG), deren Tochterrichtlinien und in der Richtlinie über den Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe (80/68/EWG) zur Anwendung (HOLTMEIER 1997; EEB UND BREYER 2001).

¹⁸ Zusätzlich zu diesen Richtlinien wurden im Zeitfenster der zweiten Phase des Gewässerschutzes die Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (96/61/EG) und die Richtlinie zur Beherrschung der Gefahren bei schweren Unfällen mit gefährlichen Stoffen (96/82/EG) verabschiedet. Beide Richtlinien enthalten wichtige Aspekte zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen.

¹⁹ Die erste Richtlinie, welche im Zeitfenster der dritten Phase verabschiedet wurde, war die neue Trinkwasserrichtlinie (98/83/EG), durch welche die alte Trinkwasserrichtlinie (80/778/EWG), aus dem Jahr 1980, nach einer Übergangszeit von fünf Jahren abgelöst wurde.

²⁰ Für eine umfassende Darstellung der Ziele, Neuerungen und des Umsetzungsprozesses der WRRL vgl. RUMM ET AL. 2006.

Zentrales Ziel: Erreichung des „guten Zustands“ aller Gewässer bis 2015

Das übergeordnete Ziel der WRRL, der gute Zustand aller Gewässer der europäischen Gemeinschaft bis zum Jahre 2015, wird in Artikel 4 der Richtlinie festgelegt. Dabei wird bei Oberflächengewässern eine Differenzierung zwischen dem „guten ökologischen Zustand“ und dem „guten chemischen Zustand“ vorgenommen. Bei Grundwasserkörpern wird unterschieden zwischen dem „guten chemischen Zustand“ und dem „guten mengenmäßigen Zustand“. Hinter dem Begriff des „guten Zustands“ verbirgt sich der Grundgedanke, dass Gewässer zwar vom Menschen genutzt werden dürfen, aber nur in dem Maße, wie die ökologischen Funktionen der Gewässer nicht übermäßig beeinträchtigt werden (BMU UND UBA 2006). Vom Ziel der Erreichung des „guten Zustands“ bis 2015 können jedoch unter bestimmten Voraussetzungen so genannte Ausnahmetatbestände geltend gemacht werden. So räumt Artikel 4 der WRRL den Mitgliedstaaten die Möglichkeit ein, die Frist zur Erreichung des „guten Zustands“ um maximal zwölf Jahre zu verlängern.²¹ Gründe für eine Fristverlängerung können die technische Undurchführbarkeit von Maßnahmen, unverhältnismäßig hohe Kosten für die erforderlichen Maßnahmen oder naturräumliche Gegebenheiten, die einer Zielerreichung entgegenstehen, sein. Neben einer zeitlichen Verzögerung können weniger strenge Umweltziele festgelegt werden, die jedoch aufgrund ihrer weitreichenden Folgen einen höheren Begründungsaufwand mit sich bringen. Weniger strenge Umweltziele sind nach Art. 4 Abs. 5 WRRL begründbar, wenn ein Wasserkörper durch menschliche Tätigkeiten so beeinträchtigt ist oder die naturräumlichen Gegebenheiten so beschaffen sind, dass die Zielerreichung nicht möglich oder unverhältnismäßig teuer wäre. In diesen Fällen müssen die Gewässer nicht den „guten Zustand“ erreichen, sondern ein „gutes ökologisches Potenzial“.²²

Neben dem Ziel des „guten Zustands“ beinhaltet die WRRL auch das so genannte „Verschlechterungsverbot“, welches auch im Falle von Ausnahmetatbeständen eine weitere Verschlechterung des Zustands der Gewässer untersagt.

²¹ Die Umsetzung der WRRL ist als iterativer Prozess angelegt, so dass die maximale Verlängerung zwei Umsetzungszyklen mit jeweils sechs Jahren entspricht.

²² Das gute ökologische Potenzial umfasst abgeschwächte Umweltziele (siehe Anhang V der WRRL).

Erstmals berücksichtigt: Ökonomische Ansätze

Die Integration ökonomischer Aspekte in die europäische Wasserpolitik und -bewirtschaftung erhielt mit der WRRL einen bedeutenden Impuls. Es ist die erste umweltpolitische Richtlinie auf europäischer Ebene, die explizit auf ökonomische Prinzipien, Methoden und Instrumente zurückgreift, um ihre ehrgeizigen Ziele zu erreichen. Entlang des gesamten Umsetzungsprozesses kommen ökonomische Ansätze zum Tragen. So fordert die WRRL, dass die Wasserpreissysteme der Mitgliedsstaaten dem Grundsatz der Kostendeckung einschließlich umwelt- und ressourcenbezogener Kosten entsprechen (siehe Abschnitt 3.2.3 und 3.2.5) und gleichzeitig Anreize für eine effiziente Ressourcennutzung setzen; sie bedient sich der Kosteneffizienzanalyse bei der Maßnahmenauswahl um ihre Ziele zu geringstmöglichen Kosten zu erreichen; und räumt Betrachtungen zur Verhältnismäßigkeit von Kosten einen Spielraum bei der Ausweisung von Ausnahmetatbeständen ein. Die Basis für alle ökonomischen Aspekte bildet die wirtschaftliche Analyse nach Artikel 5 und Anhang III der Richtlinie, die bis Ende 2004 zusammen mit der Bestandsaufnahme abzuschließen war.

Emissions- und Immissionsprinzip: der kombinierte Ansatz der WRRL

Während das Emissionsprinzip²³ im deutschen Wasserrecht seit jeher fest verankert ist, spielte das Immissionsprinzip²⁴ bislang eine nachgeordnete Rolle (KÖCK UND UNNERSTALL 2004). Die WRRL verfolgt auch in diesem Punkt einen neuen Ansatz und verknüpft die beiden Prinzipien zum „kombinierten Ansatz für Punktquellen und diffuse Quellen“ (combined approach). Artikel 10 der WRRL regelt zum einen die Begrenzung der Emissionen durch die Verwendung der besten verfügbaren Technik (BAT) und durch einschlägige Emissionsgrenzwerte. Zum anderen wird in Artikel 10 auf Emissions- und Stoffregulierungsrichtlinien verwiesen, welche die diffusen Auswirkungen begrenzen sollen (BMU UND UBA 2004). Von besonderer Bedeutung für die Landwirtschaft ist dabei die Nitratrichtlinie (91/676/EWG).

²³ Das Emissionsprinzip bezieht sich auf Punktquellen. Diesbezüglich werden rechtliche Regeln vorgeschrieben, welche menschliche Eingriffe in die Umwelt, am Ort der Entstehung vermeiden bzw. vermindern sollen.

²⁴ Das Immissionsprinzip zielt insbesondere auf diffuse Quellen ab, welches bedeutet, dass bestimmte Umweltqualitätsstandards eingehalten werden müssen bzw. bestimmte Grenzwerte nicht überschritten werden dürfen.

Öffentlichkeitsbeteiligung

Die Beteiligung der Öffentlichkeit²⁵ (nach Artikel 14) ist nicht nur für die von Maßnahmen betroffenen Personen(gruppen) bzw. Institutionen wichtig, sondern ermöglicht ebenso Nichtregierungsorganisationen (NRO's) und anderen Stakeholdern den Umsetzungsprozess aktiv zu begleiten. Damit können verstärkt Erkenntnisse von Experten und Betroffenen in den Entscheidungsprozess einfließen. Die Öffentlichkeitsbeteiligung bietet darüber hinaus die Chance, die Akzeptanz von Maßnahmen zu erhöhen und die Öffentlichkeit für Belange des Gewässerschutzes zu sensibilisieren.

3.2.3 Umsetzung der WRRL in Deutschland und in den Bundesländern

Um das Ziel der WRRL den „guten Zustand“, von den Ausnahmen abgesehen, bis 2015 zu erreichen, legt die WRRL einen ehrgeizigen Umsetzungszeitplan vor (siehe Abbildung 10). Laut diesem Zeitplan sollten bis Ende 2006 die Umsetzung in nationales Recht, die Bestandsaufnahme in den Flussgebieten und die daraus resultierenden Überwachungsprogramme abgeschlos-

sen bzw. anwendungsbereit sein. Die Überführung in nationales Recht sollte bis 22. Dezember 2003 abgeschlossen sein. Auf Bundesebene ist die Überführung im Jahr 2002 erfolgt.²⁶ In zahlreichen Bundesländern wurde die Frist zur Umsetzung in nationales Recht jedoch nicht eingehalten.²⁷ Zur rechtlichen Umsetzung gehörte auch die Festlegung von Flusseinzugsgebieten. Für Deutschland wurden zehn Flusseinzugsgebiete bestimmt, von denen acht eine grenzüberschreitende bzw. international abgestimmte Bewirtschaftung erfordern.

Bestimmung der Behördenzuständigkeit

Durch Verwaltungsvereinbarungen und Bestimmung von Behördenzuständigkeiten soll eine koordinierte Umsetzung der WRRL garantiert werden, die eine Abstimmung der Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne im gesamten Flussgebiet ermöglicht. Eine Auswertung der ersten Umsetzungsschritte macht jedoch deutlich, dass die gewachsenen administrativen Strukturen nach wie vor den zentralen Rahmen für die Bewirtschaftung darstellen. Eine unzureichende Harmonisierung belegen auch die Ergebnisse der Bestandsaufnahme nach Artikel 5.

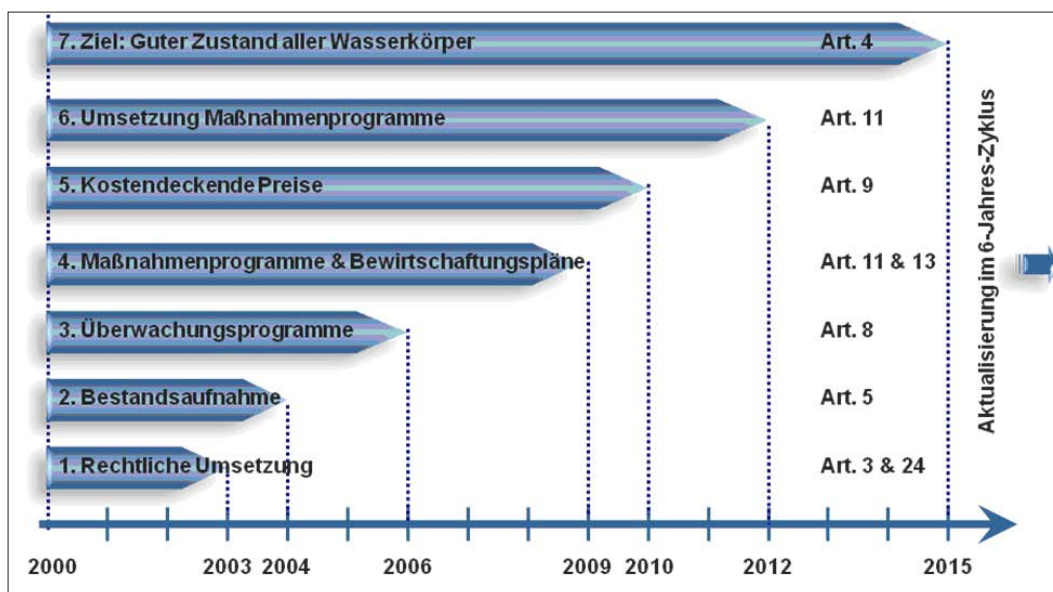


Abbildung 10:
Zeitlicher Rahmen zur
Umsetzung der WRRL
Quelle: LFW (O.J.) und
HOLLÄNDER ET AL.
(2007)

²⁵ In Artikel 14 heißt es dazu: „Die Mitgliedstaaten fördern eine aktive Beteiligung aller interessierten Stellen an der Umsetzung dieser Richtlinie, insbesondere an der Aufstellung, Überprüfung und Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne für die Einzugsgebiete.“ Neben Zeitplänen für die Erstellung und Entwerfen der Bewirtschaftungspläne müssen die Mitgliedstaaten auf Antrag auch Hintergrundinformationen zur Verfügung stellen. Im Artikel 14 Abs. 2 WRRL heißt es weiter: „Um eine aktive Einbeziehung und Anhörung zu ermöglichen, räumen die Mitgliedstaaten für schriftliche Bemerkungen zu diesen Unterlagen eine Frist von mindestens sechs Monaten ein.“

²⁶ Der Bund besitzt jedoch laut Artikel 75 Abs. 1 Grundgesetz (GG) nur die Rahmengesetzgebungskompetenz für die Bereiche Wasserhaushalt, Bodenverteilung und Raumordnung.

Daher war eine zusätzliche Überführung der WRRL in die jeweiligen Landeswassergesetze erforderlich.

²⁷ Schleswig-Holstein hat als einziges Bundesland die Frist einhalten können, bis Juli 2004 hatten auch die Länder Bayern, Bremen und Thüringen die Richtlinie in Landesrecht umgesetzt (WASSERBLICK 2004). Inzwischen haben alle Bundesländer ihre Wassergesetze geändert. Die verspätete Umsetzung in nationales Recht führte im Dezember 2005 zu einem Vertragsverletzungsverfahren durch den europäischen Gerichtshof (EuGH) gegen die Bundesrepublik. Auch um Probleme dieser Art in Zukunft zu vermeiden, ist im Laufe der Legislaturperiode 2005-2009 mit einem bundeseinheitlichen Wassergesetzbuch, als Teil des geplanten Umweltgesetzbuches, zu rechnen (REINHARDT 2007). Der Referentenentwurf für dieses Umweltgesetzbuch liegt seit Ende 2007 vor.

Bestandsaufnahme der Gewässer

Die Bestandsaufnahme (nach Art. 5 WRRL und Anhang II und III), die bis Ende 2004 für jede Flussgebietseinheit abgeschlossen sein musste, diente vor allem der Beschreibung und Kategorisierung der Gewässerkörper, inklusive ihrer anthropogenen Belastungen. Darüber hinaus sollte mit der Bestandsaufnahme eine wirtschaftliche Analyse der Wassernutzung in der Flussgebietseinheit vorgenommen werden (siehe unten), um mögliche Wechselwirkungen zwischen der Erreichung des guten Zustands und der wirtschaftlichen Entwicklung im Flusseinzugsgebiet transparent zu machen. Die Bestandsaufnahme war wichtig, da für alle Wasserkörper, in denen der gute Zustand bis zum Jahre 2015 nur mit weiteren Maßnahmen erreicht werden kann, kosteneffiziente Maßnahmen ausgewählt und bis Ende 2009 in Form von Maßnahmenprogrammen (Art. 11 WRRL) und Bewirtschaftungsplänen (Art 13 WRRL) für die Flusseinzugsgebiete zusammengestellt werden müssen (siehe unten).

Die Ergebnisse der Bestandsaufnahme (siehe auch Abschnitt 3.2.4) sind nur schwer vergleichbar. So zeigt die durch das Umweltbundesamt (UBA) veröffentlichte Untersuchung „Vorgehen und Methoden bei der Bestandsaufnahme nach Artikel 5 der Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland“ von BORCHARDT ET AL. (2006) die unterschiedlichen Herangehensweisen in den Bundesländern bzw. Flusseinzugsgebieten. Am Beispiel der Nitratkonzentration, als ein Parameter zur

Beurteilung der Gefährdung von Grundwasserkörpern, verdeutlicht die Tabelle 4 das unterschiedliche Vorgehen exemplarisch.

Insgesamt wird an den Berichten zur Bestandsaufnahme deutlich, dass zwar zuständige Behörden benannt wurden, aber sowohl innerhalb der deutschen Teile eines Flusseinzugsgebietes, als auch über die Grenzen hinaus nur bedingt ein abgestimmtes und einheitliches Vorgehen bei der Bestandsaufnahme stattgefunden hat.

Anwendung ökonomischer Instrumente

Die Berücksichtigung der ökonomischen Elemente der Richtlinie verlief in der ersten Umsetzungsphase nicht ohne Schwierigkeiten. Die Artikel 5 Berichte der meisten Mitgliedstaaten weisen im Bereich der wirtschaftlichen Analyse große Lücken auf (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2007C), so auch die Berichte mit deutscher Beteiligung. Unter das Kapitel „Wirtschaftliche Analyse der Wassernutzungen“ innerhalb der Bestandsaufnahme gehören laut LAWA Arbeitshilfe²⁸ (LAWA 2003):

1. eine Beschreibung der Wassernutzungen und ihrer wirtschaftlichen Bedeutung in der Flussgebietseinheit,
2. ein „Baseline-Szenario“ zur wirtschaftlichen Entwicklung bis 2015,
3. eine Abschätzung der Kostendeckung von Wasserdienstleistungen einschließlich Umwelt- und Ressourcenkosten, und

Tabelle 4: Immissionskriterien zur Beurteilung der Gefährdung von Grundwasserkörpern aufgrund diffuser Quellen

Bundesland	Kriterien
Nordrhein-Westfalen	Der Mittelwert im Wasserkörper darf nicht >25 mg/l sein
Hessen	Der Anteil der (Teil-)Einzugsgebiete mit Konzentrationen > 25mg/l darf nicht > 33 % der Fläche sein. ¹⁾
Sachsen	Wie Hessen: Der Anteil der (Teil-)Einzugsgebiete mit Konzentrationen > 25mg/l darf nicht > 33 % der Fläche sein. ³⁾
Bayern	Es dürfen nicht an > 20 % der Messstellen Konzentrationen > 40 mg/l und an > 10 % der Messstellen Konzentrationen > 50mg/l oder an > 30 % der Messstellen Konzentrationen > 40mg/l auftreten. ²⁾

1) Ausgewertet wurden die Maximalwerte der Jahre 1992 bis 2002 an den hessischen Messstellen und auf die (Teil-) Einzugsgebiete übertragen.

2) Die Konzentration bezieht sich dabei auf den Median der Jahre 1993 bis 2000.

3) keine Angabe zur Statistik (Maximum, Mittelwert etc.)

Anmerkung: Diese Übersicht sagt nichts darüber aus, ob die Kriterien in Nordrhein-Westfalen strenger sind als die aus Bayern, da teilweise eine unterschiedliche Aggregation der Gewässerkörper stattfand (Borchardt et al. 2006). Die unterschiedliche Aggregation kann zur Folge haben, dass bspw. in größeren Grundwasserkörpern ein Ausgleich über die Messstellen hinweg stattfindet, so dass die Wasserkörper insgesamt als nicht belastet eingestuft werden.

Quelle: nach BORCHARDT ET AL. 2006

²⁸ Die LAWA-Arbeitshilfe stellt dabei eine Konkretisierung des Artikel 5 und des Anhang III der WRRL, sowie des Wateco Guidance Dokuments dar.

4. erste Informationen und methodische Ansätze zur Auswahl kosteneffizienter Maßnahmenkombinationen.

Die Beschreibung der Wassernutzungen und des Baseline-Szenarios werden innerhalb der deutschen Berichte weitestgehend ausführlich abgehandelt und bieten daher kaum Anlass für Kritik.²⁹ Der Anforderung, erste Informationen zur Kosteneffizienz von Maßnahmen zusammenzustellen, wurde das Forschungsprojekt „Grundlagen für die Auswahl kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie“ des UBA (INTERWIES ET AL. 2004) gerecht. Problematischer gestaltete sich die Bewertung des Nachweises der Kostendeckung für die Wasserdienstleistungen einschließlich Umwelt- und Ressourcenkosten.³⁰ Auf Kritik stieß in diesem Zusammenhang vor allem die Definition des Begriffs der Wasserdienstleistung, der in Deutschland – wie in vielen anderen Europäischen Mitgliedsstaaten auch – nur die öffentliche Wasserversorgung, die Abwasserentsorgung und die signifikante Eigenversorgung³¹ umfasst (siehe Abschnitt 3.2.5). Die Auswirkungen dieser engen Auslegung werden in Kapitel 3.2.5 näher erläutert. Als unzureichend für die weitere Umsetzung erwies sich in vielen Fällen die Darstellung von Umwelt- und Ressourcenkosten (URK)³², die im Zuge der Erbringung von Wasserdienstleistungen anfallen können.³³ Da sich die erste Einschätzung von URK auf vorhandene Daten stützen sollte, war eine detaillierte Bewertung zu diesem Zeitpunkt nicht nötig. Es sollten dennoch Datenlücken und der weitere Forschungsbedarf ermittelt werden. Hier wurde in den deutschen Berichten in der Regel auf bestehende Internalisierungsinstrumente,

wie die bundesweite Abwasserabgabe und die Wasserentnahmeentgelte einzelner Bundesländer, verwiesen, über die URK teilweise bereits abgedeckt werden. Eine Prüfung der Treffsicherheit dieser Instrumente bleibt jedoch weitestgehend aus. Die Einführung neuer Instrumente zur Internalisierung von URK ist derzeit nicht geplant, wird jedoch von wissenschaftlicher Seite diskutiert (siehe bspw. Palm 2006).

Monitoringprogramme

Artikel 8 WRRL regelt, dass spätestens sechs Jahre nach Inkrafttreten der Richtlinie (Ende 2006) in allen Mitgliedstaaten Programme zur Überwachung des Zustands der Gewässer aufgestellt und einsatzbereit sein sollten. Ziel dieser Programme ist eine flächendeckende Zustandsüberwachung, sowohl für Oberflächengewässer als auch für Grundwasserkörper. Auf Grundlage der gewonnenen Daten sollen die Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete erstellt werden.

Erstellung der Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne

Der nächste große Schritt, die Erstellung der Maßnahmenprogramme (Artikel 11 WRRL) und der Bewirtschaftungspläne (Artikel 13 WRRL), muss bis Ende 2009 abgeschlossen werden.³⁴ Mit Erstellung der Maßnahmenprogramme tritt die Umsetzung der WRRL in eine entscheidende Phase, da in diesen Programmen die Maßnahmen festgelegt werden mit denen der „gute Zustand“ erreicht werden soll. Die Bewirtschaftungspläne, die jeweils flussgebietsbezogen erstellt werden müssen, umfassen neben den Ergebnissen der Monitoringprogramme unter anderem auch eine Zusammenfassung

²⁹ Die Arbeiten zum Baseline Szenario ließen jedoch häufig die nötige Detailtiefe vermissen, um die weiteren Umsetzungsschritte angemessen unterstützen zu können.

³⁰ Hierunter fällt auch, dass Wassernutzungen einen angemessenen Beitrag zur Kostendeckung der Wasserdienstleistungen leisten müssen.

³¹ Hierunter fallen die Eigenversorgung des produzierenden und verarbeitenden Gewerbes sowie die Bewässerung in der Landwirtschaft, sofern sie mit signifikanten Auswirkungen auf den Gewässerzustand verbunden ist. (BMU UND UBA 2004)

³² Definiert werden Umweltkosten im WATECO-Leitfaden als: „Kosten für Schäden, die der Wasserverbrauch für Umwelt, Ökosysteme und Personen mit sich bringt, die die Umwelt nutzen (z.B. durch Verschlechterung der ökologischen Qualität von aquatischen Ökosystemen oder die Versalzung oder qualitative Verschlechterung von Anbauflächen“. Ressourcenkosten werden definiert als: „Kosten für entgangene Möglichkeiten, unter denen andere Nutzungszwecke infolge einer Nutzung der Ressource über ihre natürliche Wieder-

herstellungs- oder Erholungsfähigkeit hinaus leiden (z.B. in Verbindung mit einer übermäßigen Grundwasserentnahme)“. Weiter spezifiziert wurde der Begriff Ressourcenkosten in der Arbeitsgruppe Drafting Group (DG) ECO 2 (AG 2B IWRM). Nach DG ECO2 entstehen Ressourcenkosten, wenn infolge von Nutzungskonkurrenz nicht alle Nutzungsmöglichkeiten ausgeschöpft werden können. (GÖRLACH UND INTERWIES 2004).

³³ URK fallen z.B. an, wenn durch die Entnahme von Rohwasser zur Trinkwasserbereitstellung Feuchtgebiete negativ beeinflusst werden.

³⁴ Bis spätestens Ende 2008 müssen die Maßnahmen- und Bewirtschaftungspläne im Entwurf aufgestellt und zur Konsultation veröffentlicht werden. Die Umsetzung soll bis Ende 2012 erfolgen. Spätestens 2015 werden die Maßnahmenpläne das erste mal überprüft, danach findet alle sechs Jahre eine Überprüfung und gegebenenfalls eine Aktualisierung statt.

der Maßnahmenprogramme und der wirtschaftlichen Analyse. Das Hauptaugenmerk der Bewirtschaftungspläne liegt jedoch auf den Zielvorgaben für die einzelnen Gewässer.

Grundlegende und ergänzende Maßnahmen

Bei der Auswahl der notwendigen Maßnahmen zur Zielerreichung muss zwischen „grundlegenden“ und gegebenenfalls „ergänzenden“ Maßnahmen unterschieden werden. „Grundlegende Maßnahmen“ sind Mindeststandards, die unabhängig vom Zielerreichungsgrad eingehalten werden müssen. Dazu gehört die Einhaltung bestehender Richtlinien wie z.B. die Kommunalabwasserrichtlinie (91/271/EWG) und die Nitratrichtlinie (91/676/EWG). „Ergänzende Maßnahmen“ sind Maßnahmen die zusätzlich notwendig sind, um die in der WRRL vorgegebenen Ziele zu erreichen. Welche Art von „ergänzenden Maßnahmen“ ergriffen wird, liegt im Ermessen der Mitgliedstaaten.³⁵ Die Spannbreite möglicher Maßnahmen reicht von rein informativen Instrumenten bis hin zu ordnungspolitischen bzw. steuerlichen Instrumenten. Die Mitgliedstaaten sind jedoch dazu angehalten, die kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen auszuwählen, d.h. es sollen die Maßnahmen ergriffen werden, mit denen der „gute Zustand“ zu den geringsten Kosten erreicht werden kann.

3.2.4 Was bedeutet die WRRL für die Landwirtschaft?

Welche Auswirkungen die landwirtschaftlichen Wassernutzungen auf den Gewässerzustand haben, soll im folgenden Abschnitt dargestellt werden. Darüber hinaus

beschäftigt sich der Abschnitt 3.2.5 mit der Frage, inwiefern die Landwirtschaft an der Beseitigung der Schäden, die sie durch erhöhte Stickstoffeinträge verursacht, beteiligt werden kann bzw. soll.

Der „gute Zustand“ und diffuse Belastungen aus der Landwirtschaft

Das übergeordnete Ziel der WRRL ist, wie bereits erläutert, das Erreichen des „guten Zustands“ für alle Gewässertypen bis 2015. Eine Zielverfehlung tritt dabei häufig aufgrund zu hoher Nitratbelastungen auf. Wie eine Auswertung der Bestandsaufnahme der Flussgebiete nach Artikel 5 der WRRL deutlich macht, ist der Hauptteil der Nährstoffbelastung in den Gewässern auf diffuse Quellen zurückzuführen (siehe auch Kapitel 2). Um den „guten Zustand“ zu erreichen muss daher auch der Eintrag von Nitrat in Oberflächenwasser- und Grundwasserkörpern reduziert werden.

Wie steht es um den „guten Zustand“ der Gewässer in Deutschland?

Die Bestandsaufnahme ergab, wie die Abbildung 11 zeigt, dass der Großteil der Gewässer den „guten Zustand“ nicht erreichen wird. Die Zielerreichung gilt als unsicher bzw. unwahrscheinlich, wenn nur ein Bewertungskriterium verfehlt wird (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2000).

Wie aus Abbildung 11 hervorgeht, wird das Ziel des „guten Zustands“ bei 60 Prozent der Oberflächengewässer ohne weitere „ergänzende Maßnahmen“ verfehlt, lediglich 14 Prozent erreichen den „guten ökologischen Zustand“. Während bei den Fließgewässern hauptsäch-

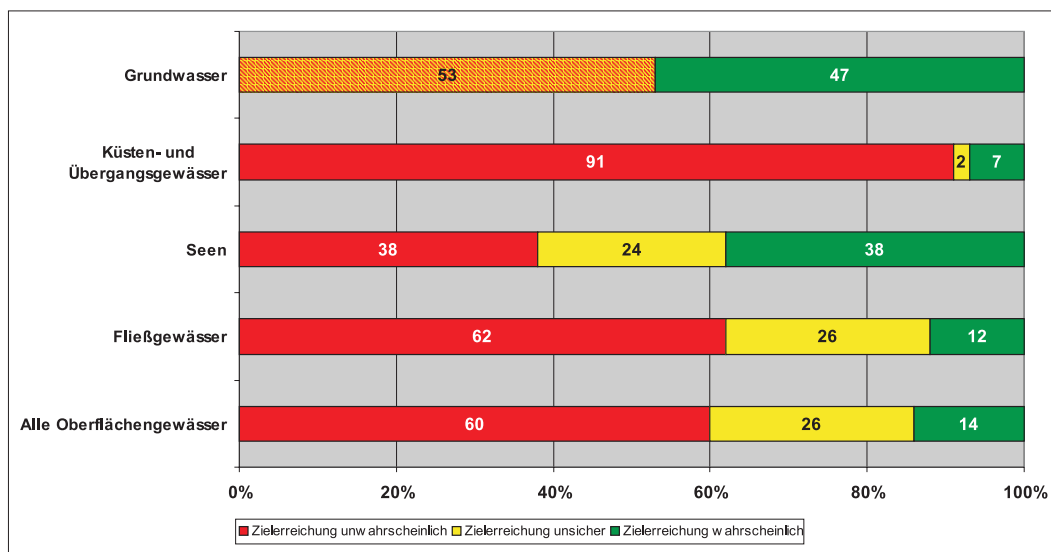


Abbildung 11:
Erreichung des guten Zustands
Quelle: BMU UND UBA 2005

³⁵ Im Anhang VI Teil A der WRRL befindet sich eine Auflistung der EU-Richtlinien, welche die Grundlage für die „grundlegenden-

den Maßnahmen“ bilden. Anhang VI Teil B gibt einen Überblick über mögliche „ergänzende Maßnahmen“.

lich die stark beeinträchtigte Gewässermorphologie das Erreichen des „guten ökologischen Zustands“ verhindert, liegt es bei Seen sowie Küsten- und Übergangsgewässern vor allem an der hohen Nährstoffbelastung. Am problematischsten ist die Situation in der Nähe von intensiv landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Grundwasser

Die WRRL schreibt auch für Grundwasserkörper vor, dass der „gute Zustand“ erreicht werden muss, der sich aus einem guten chemischen³⁹ und einem guten mengenmäßigen Zustand zusammen setzt. Laut der Bestandsaufnahme 2004 erreichen nur 47 Prozent der Grundwasserkörper ohne weitere „ergänzende Maßnahmen“ den „guten Zustand“. Während der gute mengenmäßige Zustand bei 95 Prozent der Grundwasserkörper wahrscheinlich ist, wird der gute chemische Zustand nur bei 48 Prozent erreicht (BMU und UBA 2005). In den meisten Fällen wird der „gute chemische Zustand“ aufgrund von diffusen Nährstoffeinträgen

(insbesondere Nitrat) nicht erreicht. Punktquellen sind nur selten für das Verfehlen des „guten chemischen Zustands“ verantwortlich. Belastungsschwerpunkte bilden die Bundesländer Berlin, Bremen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Sachsen-Anhalt, bei denen deutlich über 50 Prozent der Grundwasserkörper den „guten Zustand“ nicht erreichen. Bayern, Hamburg oder Rheinland-Pfalz weisen dagegen Werte deutlich unter 50 Prozent auf. Starke Schwankungen existieren auch zwischen den Flussgebieten. Im deutschen Donaugebiet wird bspw. davon ausgegangen, dass lediglich für 19 Prozent der Grundwasserkörper die Zielerreichung unwahrscheinlich ist, im deutschen Gebiet der Maas sind es dagegen 78 Prozent (IMK 2005). Zur Beurteilung des chemischen Zustands der Grundwasserkörper gilt dabei der in der Grundwasser- bzw. Trinkwasserrichtlinie vorgesehene Grenzwert von 50 mg/l. Wie jedoch aus Kapitel 3.2.3 hervorgeht, wurden in den einzelnen Bundesländern unterschiedliche Werte als Bemessungsgrundlage gewählt. Hinzu kommt, dass

Box 4: Bewertung der Nitratbelastung im deutschen Donaugebiet

Ein Vergleich der Artikel 5-Berichte macht deutlich, dass die Aussagen über die Zielerreichung von Bundesland zu Bundesland unterschiedlich sind. An einem Beispiel soll dies verdeutlicht werden: Im Bericht zur „Bestandsaufnahme für das Deutsche Donaugebiet“, werden auf Baden-Württembergischer Seite keine signifikanten Belastungen mit Stickstoff oder Phosphor festgestellt. Auf Bayerischer Seite dagegen wird geschätzt, dass der gute chemische Zustand für 28 Prozent der Fließgewässer aufgrund von Pflanzennährstoffen nicht erreicht wird. Der Grund für diese unterschiedlichen Ergebnisse liegt nicht in den Schwellenwerten für die signifikante Belastung für Oberflächengewässer, denn sowohl Bayern als auch Baden-Württemberg verwenden als Grundlage ähnliche Schwellenwerte.³⁶ Ein Grund für die unterschiedlichen Ergebnisse könnte in der räumlichen Festlegung der Wasserkörper liegen. Während die durchschnittliche Fließlänge eines Wasserkörpers an Flüssen in Bayern bei ca. 25 km liegt, liegt sie in Baden-Württemberg bei über 80 km (BMU UND UBA 2004).³⁷ Baden-Württemberg liegt damit an der Spitze in Deutschland.

Ein Wasserkörper gilt dann als signifikant belastet, wenn die durchschnittliche Belastung die Grenzwerte überschreitet. Dies kann dazu führen, dass bei entsprechend großen Wasserkörpern ein Ausgleich über die Messstellen hinweg stattfindet und der Wasserkörper insgesamt als nicht signifikant belastet eingestuft wird. Im Ergebnis kommt das Umweltministerium in Baden-Württemberg dazu, dass die Stickstoffbelastung 3,9 mg/l beträgt, wobei 3,2 mg/l auf die Landwirtschaft entfallen und 0,7 mg/l auf den Siedlungsbereich.³⁸ In Bayern führt die gebietsbezogene Betrachtung zu den erwähnten 28 Prozent, bei denen der Grenzwerte zur Zielerreichung überschritten wird. Die unterschiedlichen Ermittlungsmethoden erschweren den Vergleich des Gewässerzustands bzw. machen ihn unmöglich.

Quelle: STMUGV UND UMBW 2005

³⁶ Ein Wasserkörper gilt in Baden-Württemberg als signifikant belastet wenn die Schwelle von 6 mg/l Stickstoff bzw. 0,2 mg/l Phosphor überschritten wird. In Bayern werden für das Eutrophierungspotenzial die Mittelwerte der Nährstoffe Nitrat-N ($\text{NO}_3\text{-N}$) und Ortho-Phosphat-P ($\text{O-PO}_4\text{-P}$) herangezogen, wobei die Grenzwerte für die Zielerreichung bei $<6 \text{ mg/l NO}_3\text{-N}$ bzw. $0,2 \text{ mg/l O-PO}_4\text{-P}$ liegen, damit hält sich Bayern an die in der LAWA-Arbeitshilfe vorgeschlagenen Grenzwerte.

³⁷ Die durchschnittliche Fließlänge der 9000 Wasserkörper an

den Flüssen in Deutschland beträgt knapp 20 km (BMU und UBA 2004).

³⁸ Für Phosphor beträgt die Belastung 0,16 mg/l (0,09 mg/l Landwirtschaft und 0,07 mg/l Siedlungsbereich)

³⁹ Zur Darstellung des chemischen Zustands sollen bei Grundwasser die Leitparameter Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Leitfähigkeit, Nitrat und Ammonium überwacht werden.

in den Bundesländern unterschiedlich große Grundwasserkörper festgelegt wurden. Das kann zur Folge haben, dass bspw. in größeren Grundwasserkörpern ein Ausgleich über die Messstellen hinweg stattfindet, so dass diese als nicht belastet eingestuft werden. Diese unabgestimmten Herangehensweisen erschweren einen Vergleich zwischen Flussgebieten oder Bundesländern.⁴⁰

Oberflächengewässer

Insgesamt erreichen 60 Prozent der Oberflächengewässer in Deutschland den „guten Zustand“ nicht. Für 26 Prozent der Oberflächengewässer gilt die Zielerreichung als unklar. Mit über 75 Prozent ist der Grad der „Zielerreichung unwahrscheinlich“ in den Bundesländern Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Nordrhein-Westfalen und Schleswig-Holstein besonders hoch. Eine wahrscheinliche Zielerreichung von über

50 Prozent erreichen nur die Bundesländer Rheinland-Pfalz und Saarland. Jedoch ist auch bei den Oberflächengewässern kein einfacher Vergleich möglich, da unterschiedliche Aggregationsstufen oder Bewertungsmethoden in den Bundesländern verwendet wurden.⁴¹

Fließgewässer

Bei den Fließgewässern erreichen 62 Prozent den „guten Zustand“ voraussichtlich ohne weitere Maßnahmen nicht. Für weitere 24 Prozent ist die Zielerreichung unklar. Hauptgrund für die Zielverfehlung sind morphologische Veränderungen. Wie jedoch schon aus Box 4: hervorgeht, sind auch Fließgewässer von einer zu hohen Nährstoffbelastung betroffen. Im Bericht der Internationalen Kommission zum Schutz der Oder (IKSO) heißt es bspw. bezogen auf die deutschen Fließgewässer in der Flussgebietseinheit Oder:

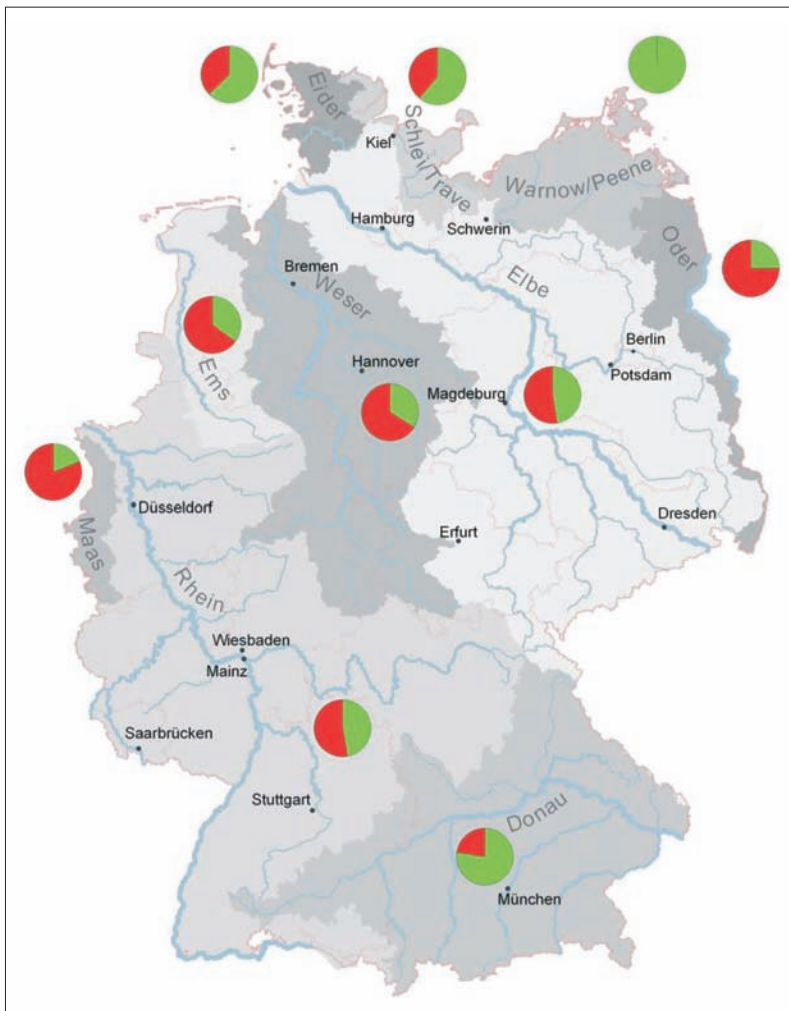


Abbildung 12:

Ergebnisse der Bestandsaufnahme für den guten chemischen Zustand des Grundwassers
Quelle: BMU UND UBA (2005)

Legende:

Grün = Anteil Zielerreichung wahrscheinlich
Rot = Anteil Zielerreichung unwahrscheinlich

⁴⁰ Die erste Umsetzungsphase der WRRL war geprägt von einem fließenden Prozess bei dem sowohl auf Ebene der EU, der Nationalstaaten aber auch der Bundesländer Ansätze zur Bewertung und Definition von Wasserkörpern aufgestellt wurden, was an den unterschiedlichen Herangehensweisen deutlich wird. Einige Bundesländer griffen zur Bestimmung der Grundwasserkörper auf den europäischen Leitfaden zur

WRRL zurück. Andere Bundesländer hatten zu diesem Zeitpunkt eigene Vorüberlegungen angestellt bzw. ihre Grundwasserkörper bereits definiert. (BORCHARDT ET AL 2006).

⁴¹ Zur Vertiefung dieser Problematik kann die Studie von Borchardt et al. 2006: Vorgehen und Methoden bei der Bestandsaufnahme nach Artikel 5 der Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland herangezogen werden.

„Darüber hinaus ist durch Einträge aus diffusen Schadstoffquellen eine insgesamt hohe Nährstoffbelastung [...] zu erkennen, so dass die Zielerreichung in einigen Gebieten als unwahrscheinlich eingestuft werden musste. Die Analyse der Belastungssituation zeigte in den meisten Fällen eine hohe landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet.“ (IKSO 2005)

Seen

Eine ähnliche Aussage wird zu den Standgewässern getroffen. Bei Standgewässern verhindert, im Gegensatz zu den Fließgewässern, vor allem eine zu hohe Nährstoffbelastung das Erreichen des „guten Zustands“. Insgesamt ist die Zielerreichung für jeweils 38 Prozent der Seen unwahrscheinlich bzw. wahrscheinlich, für 24 Prozent ist die Zielerreichung unklar. Die Zielerreichung wird als unwahrscheinlich eingestuft wenn mehr als eine Trophiestufe Unterschied zwischen dem natürlichen Zustand und dem belastenden Zustand besteht.⁴² Für die Flusseinzugsgebiete Elbe und Schlei/Trave hat die Analyse der Belastungssituation beispielsweise ergeben, dass in den Einzugsgebieten der Seen eine hohe landwirtschaftliche Nutzung erfolgt. (BMU UND UBA 2005)

Küstengewässer und Übergangsgewässer

Für 91 Prozent der Küstengewässer gilt die Zielerreichung des „guten Zustands“ als unwahrscheinlich. Lediglich für sieben Prozent der Küstengewässer wird eine Zielerreichung erwartet. In den Flussgebieten Ems, Weser, Elbe Schlei/Trave und Oder wird von einer Zielerreichung von Null Prozent ausgegangen. Lediglich in den Flussgebieten Eider und Warnow/Peene wird von einer Zielerreichung von ca. zehn Prozent ausgegangen. Zu den Küstengewässern heißt es im Artikel 5 Bericht der Flussgebietseinheit Schlei/Trave:

„Aufgrund der hohen Nährstoffeinträge aus dem Binnenland, den angrenzenden Wasserkörpern der Ostsee sowie aus der Atmosphäre ist davon auszugehen, dass alle 24 Wasserkörper [...] die Umweltqualitätsziele ohne besondere Maßnahmen wahrscheinlich nicht erreichen werden.“ (MLUR 2004B)

Ähnlich lautende Aussagen finden sich auch in den Artikel 5 Berichten zu den Flussgebietseinheiten Oder, Eider und Elbe (IKSO 2005; MLUR 2004A; MLUR 2004B; FGG-ELBE 2005). Es wird daher davon ausgegangen, dass der „gute ökologische Zustand“ aufgrund der Nährstoffbelastung bei mehr als 90 Prozent der Übergangs- bzw. Küstengewässer nicht erreicht wird.

Zusammenfassend kann für die Oberflächengewässer festgestellt werden, dass verschiedene Faktoren für das Nichterreichen des „guten ökologischen Zustands“ verantwortlich sind. Vor allem für See, Küsten- und Übergangsgewässer aber z. T. auch für Fließgewässer gilt, dass eine zu hohe Nährstoffbelastung, die hauptsächlich aus diffusen Quellen stammt, für die Zielverfehlung verantwortlich ist.

3.2.5 Eine Chance für die Gewässer – eine finanzielle Herausforderung für die Landwirtschaft?

Wie Abschnitt 3.2.4 verdeutlicht, erfordert die Erreichung der Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) eine deutliche Reduktion diffuser Gewässerbelastungen, die vornehmlich im Bereich der landwirtschaftlichen Nutzung ansetzen müssen. Neben der Diskussion um geeignete und kosteneffiziente Maßnahmen zur Zielerreichung rückt daher zunehmend die Frage der Finanzierung dieser Maßnahmen in den Fokus. Welche finanziellen Herausforderungen mit dem Umsetzungsprozess der WRRL für die Landwirtschaft verbunden sind, wird in besonderem Maße von der Interpretation und Umsetzung des Artikels 9 der Richtlinie bestimmt. Dieser fordert die Mitgliedsstaaten auf,

- *Wasserdienstleistungen*, wie die Trinkwasserver- und die Abwasserentsorgung, zukünftig kostendeckend zu erbringen und Umwelt- und Ressourcenkosten, die bei der Erbringung dieser Dienstleistungen entstehen, dabei mit zu berücksichtigen;
- von den *Wassernutzungen*, wie bspw. der Landwirtschaft, einen angemessenen, dem *Verursacherprinzip* entsprechenden, Beitrag zur Kostendeckung von Wasserdienstleistungen einzufordern; und
- bis zum Jahre 2010 eine Wasserpreispolitik umzusetzen, die angemessene Anreize für eine effiziente Ressourcennutzung setzt.⁴³

⁴² Zur Bestimmung der Trophiestufe muss ermittelt werden, welche Nährstoffkonzentration und welche Algenmenge in natürlichen und unbelasteten Gewässern desselben Typs auftreten würden (BMU; UBA 2005).

⁴³ Der Aspekt der Preisgestaltung wird in den nachfolgenden Ausführungen nicht vertieft betrachtet.

Box 5: Was ist neu an den Vorgaben zur Kostendeckung von Artikel 9

Das Prinzip der Kostendeckung bildet nach den Kommunalabgabengesetzen (KAG) der Bundesländer einen wichtigen und gesetzlich verankerten Grundsatz der Kalkulation von Trinkwasser- und Abwassergebühren⁴⁴ – es stellt daher keine direkte Neuerung für die deutsche Wasserwirtschaft dar. Mit ihrer Forderung, neben den betrieblichen Kosten der Dienstleistungserbringung auch Umwelt- und Ressourcenkosten bei der Kostendeckung zu berücksichtigen, geht die WRRL jedoch über die bisherigen Anforderungen hinaus.

Was versteht man unter Umwelt- und Ressourcenkosten?

Im Rahmen des gemeinsamen Umsetzungsprozesses auf EU Ebene wurden Handreichungen zur Definition und Ermittlung von Umwelt- und Ressourcenkosten (URK) erarbeitet (Wateco 2002, DG Eco II 2004). Danach werden unter Umweltkosten **Schäden** an der Umwelt, an aquatischen Ökosystemen und abhängigen Landökosystemen verstanden, **die durch Wasserdienstleistungen verursacht werden**. Fällt bspw. ein Feuchtgebiet durch die Entnahme von Wasser zur Trinkwasserbereitstellung trocken, oder führt die Einleitung von Abwässern zu Beeinträchtigungen der Biodiversität, so sollte diese Kosten über die entsprechenden Wasserdienstleistungen gedeckt und in der Preisgestaltung berücksichtigt werden. Würde die landwirtschaftliche Beregnung als Wasserdienstleistung klassifiziert, so könnten bspw. Umweltkosten durch Versalzung entstehen, die entsprechend zu berücksichtigen wären.

Der Begriff der *Ressourcenkosten* wurde in den europäischen Leitfäden unterschiedlich definiert. Während das Wateco Dokument (2002) darunter die Übernutzung knapper Wasserressourcen versteht, entstehen Ressourcenkosten nach dem Verständnis der Unterarbeitsgruppe DG Eco II durch die Fehlallokation, bzw. die suboptimale Nutzung von Wasserressourcen. Danach treten Ressourcenkosten dann auf, wenn knappe Wasserressourcen in einer alternativen Nutzung einen höheren Wert erwirtschaften könnten. Wird bspw. in südlichen Mitgliedsstaaten die touristische Wassernutzung lokal durch die landwirtschaftliche Bewässerung eingeschränkt, wären die entgangenen zusätzlichen Einnahmen der Tourismusbranche als Ressourcenkosten anzusehen (unter der Annahme, dass durch den Tourismus ein höherer Ertrag je Kubikmeter Wasser erwirtschaftet wird als durch die Landwirtschaft). (Görlach und Interwies 2005)

In der Umsetzung hat sich diese Interpretation jedoch bislang aufgrund methodischer Schwierigkeiten nicht durchgesetzt. In der deutschen Diskussion werden, wie in vielen anderen Mitgliedsstaaten auch, Ressourcenkosten weiterhin als Übernutzung von Wasserressourcen interpretiert. Ressourcenkosten entstehen damit, wenn knappe Wasserressourcen über die natürliche Wiederherstellungs- und Erholungsfähigkeit hinaus genutzt werden, bspw. in Form einer übermäßigen Grundwasserentnahme.

Wichtig ist, dass URK immer nur bezogen auf die Wasserdienstleistungen betrachtet werden. Umweltschäden bzw. Übernutzungen der Wasserressourcen, die nicht durch eine Wasserdienstleistung entstehen, liegen damit außerhalb des Regelungsbereiches von Artikel 9. Diffuse Belastungen aus der Landwirtschaft spielen somit nur dann eine Rolle für die Kostendeckung, wenn sie zu höheren Kosten für den Dienstleistungserbringer, also nach deutscher Definition das Wasserver- oder Abwasserentsorgungsunternehmen führen, bspw. in der Form höherer Aufbereitungskosten. Diese wären dann, dem Verursacherprinzip entsprechend, durch die Landwirtschaft zu tragen.

Reichen bestehende Instrumente zur Internalisierung von URK aus?

Über bestehende Instrumente, wie die bundeseinheitliche Abwasserabgabe, die Wasserentnahmeentgelte einzelner Bundesländer oder Ausgleichsabgaben für Naturschutz und Freizeitfischerei werden Umwelt- und Ressourcenkosten, die bei der Erbringung der Wasserdienstleistungen der Wasserver- und Abwasserentsorgung entstehen, teilweise internalisiert. Es lässt sich jedoch bezweifeln, ob die Höhe der vorhandenen Abgaben und Entgelte in Deutschland die tatsächlichen URK widerspiegelt, da das Niveau und die Ausgestaltung dieser Instrumente in erheblichem Maße von politischen Sachzwängen und Haushaltsengpässen bestimmt wird. Als Indikator für die tatsächliche Höhe der Umweltkosten hat das Aufkommen aus diesen Abgaben und Entgelten daher nur einen begrenzten Informationswert

(Görlach und Interwies 2005).

⁴⁴ Die Regelungen der KAG sind verbindlich für die mehrheitlich öffentlich-rechtlich organisierten Wasserversorgungsunternehmen. Wird ein privatrechtliches Entgelt erhoben greifen die Regelungen der KAG nicht unmittelbar. Die kommunal-

abgabenrechtlichen Regelungen werden jedoch vielfach zur Prüfung der Billigkeit nach § 315 BGB herangezogen und sind insoweit auch für privatrechtlich ausgestaltete Nutzungsverhältnisse zu beachten (KLUGE; LIBBE 2006, REIF 2002).

Entsprechend stellen die Definition und die Abgrenzung von Wasserdienstleistungen und Wassernutzungen und das Verständnis des Verursacherprinzips für den Sektor Landwirtschaft entscheidende Grundlagen dar, um die Auswirkungen dieser Anforderungen auf die Landwirtschaft abschätzen zu können.

Das Prinzip der Kostendeckung für die Wasserdienstleistungen

Als zentrales Element verankert Artikel 9 der WRRL das Prinzip der Kostendeckung für Wasserdienstleistungen. Nach Artikel 2(38) umfasst der Begriff der ‚Wasserdienstleistungen‘

alle Dienstleistungen, die für Haushalte, öffentliche Einrichtungen oder wirtschaftliche Tätigkeiten jeder Art folgendes zur Verfügung stellen:

- (i) Entnahme, Aufstauung, Speicherung, Behandlung und Verteilung von Oberflächen- oder Grundwasser;*
- (ii) Anlagen für die Sammlung und Behandlung von Abwasser, die anschließend in Oberflächengewässer einleiten;*

Für den deutschen Umsetzungskontext konkretisierte die LAWA Arbeitshilfe (2003) zur wirtschaftlichen Analyse diese Definition. Danach umfasst der Begriff der **Wasserdienstleistung** in Deutschland die *öffentliche Wasserversorgung* (Anreicherung, Entnahme, Aufbereitung, Speicherung und Druckhaltung, Verteilung, Betrieb von Aufstauungen zum Zwecke der Wasserversorgung), und die kommunale Abwasserbeseitigung (Sammlung, Behandlung, Einleitung von Schmutz- und Niederschlagswasser in Misch- und Trennsystemen). Ferner wird darauf verwiesen, dass selbsterbrachte Leistungen der Nutzer in den Fällen zu berücksichtigen sind, in denen sie signifikante Auswirkungen auf den Gewässerzustand haben. Hierzu kann neben der industriell-gewerblichen Wasserver- und Abwasserentsorgung auch die **landwirtschaftliche Beregnung** zählen.⁴⁵

Führt die Eigenversorgung der Landwirtschaft folglich zu signifikante Beeinträchtigungen der Gewässer, wird sie als Wasserdienstleistung klassifiziert und unterliegt damit dem Gebot der Kostendeckung.

Box 6: Artikel 9 konkret – Was sind Wasserdienstleistungen?

Die Auslegung des Begriffs der „Wasserdienstleistungen“ ist in den europäischen Mitgliedsstaaten weiterhin umstritten (siehe dazu auch Box 8). Allgemein anerkannt wird, dass die *Trinkwasserversorgung* und die *Abwasserentsorgung* zur Gruppe der Wasserdienstleistungen zählen. Auch die **landwirtschaftliche Beregnung** wird als Wasserdienstleistung verstanden, wenn sie mit signifikanten Auswirkungen auf den Gewässerzustand verbunden ist. Bislang kommt der landwirtschaftlichen Beregnung in Deutschland allenfalls lokal eine nennenswerte Bedeutung zu. Vor dem Hintergrund zunehmender Wetterextremereignisse kann jedoch regional von einer wachsenden Abhängigkeit der Landbewirtschaftung von künstlicher Bewässerung ausgegangen werden. Während die finanziellen Kosten der landwirtschaftlichen Beregnung bereits durch den Landwirt gedeckt werden, verlangt Artikel 9 die zusätzliche Berücksichtigung der durch die Beregnung, bzw. durch die signifikante Eigenversorgung verursachten Umwelt- und Ressourcenkosten. Diese können bspw. in Form von Versalzung oder durch eine übermäßige Wasserentnahme in trockenen Sommermonaten aus einem sensitiven Gewässer anfallen und wären ebenfalls durch die Landwirtschaft zu tragen. Inwieweit andere Dienstleistungen bspw. zur Bereitstellung des Hochwasserschutzes (Aufstauung und Speicherung von Oberflächenwasser in Hochwasserrückhaltebecken und Talsperren), der Schifffahrt (Aufstauungen zur Ermöglichung der Schifffahrt) oder der Wasserkraft (Aufstauungen zur Stromerzeugung) als Wasserdienstleistungen anzusehen sind, bleibt dagegen umstritten.

⁴⁵ „Aufstauungen zu Zwecken der Elektrizitätserzeugung und Schifffahrt sowie alle Maßnahmen des Hochwasserschutzes“ werden in der LAWA Arbeitshilfe explizit von der Gruppe der Wasserdienstleistungen ausgeschlossen. Ob diese Interpretation aufrechterhalten werden kann, muss die weitere Diskussion auf europäischer Ebene zur Definition und Abgrenzung der Begrifflichkeiten erst zeigen.

Das Prinzip „adäquater Beitrag“ für die Wassernutzer

Der Begriff der ‚Wassernutzungen‘ wird in Artikel 2(39) näher bestimmt. Er schließt

die Wasserdienstleistungen sowie jede andere Handlung entsprechend Artikel 5 und Anhang II mit signifikanten Auswirkungen auf den Wasserzustand

ein (zur Verdeutlichung siehe Abbildung 13).

Während nach Artikel 9 für Wasserdienstleistungen das Prinzip der Kostendeckung gilt, unterliegt die breitere Gruppe der Wassernutzungen nicht dieser Verpflichtung (siehe Abbildung 13). Gleichwohl sollen sie einen angemessenen und verursachergerechten Beitrag zur Kostendeckung der Wasserdienstleistungen leisten.

Konkret verweist **Artikel 9** dabei auch auf die Landwirtschaft und führt an, dass

die verschiedenen Wassernutzungen, die mindestens in die Sektoren Industrie, Haushalte und Landwirtschaft aufzugliedern sind, auf

der Grundlage der gemäß Anhang III vorgenommenen wirtschaftlichen Analyse und unter Berücksichtigung des Verursacherprinzips einen angemessenen Beitrag leisten zur Deckung der Kosten der Wasserdienstleistungen. (Betonung ergänzt)

Auslegung der Bestimmungen von Artikel 9 in den Mitgliedsstaaten - Auswirkungen auf den Umsetzungsprozess

Die Definitionen der Begriffe Wasserdienstleistungen und Wassernutzungen wurden durch die Mitgliedsstaaten im Rahmen der Artikel 5 Berichte zur ‚Wirtschaftliche Analyse‘ konkretisiert. Dabei zeigt sich, dass bis auf wenige Ausnahmen eine enge Definition von Wasserdienstleistungen gewählt wurde, die sich in den meisten Fällen auf die Wasserver- und Abwasserentsorgung beschränkt. Es könnte aber argumentiert werden, dass Dienstleistungen für Wassernutzungen, die einen signifikanten Einfluss auf den Gewässerzustand haben (wie bspw. der Ausbau und die Erhaltung von Infrastruktur für die Schifffahrt) ebenfalls als Wasserdienstleistungen klassifiziert und entsprechend in den weiteren Untersuchungen berücksichtigt werden sollten. So wird die Hydromorphologie in den meisten

Box 7: Artikel 9 konkret – Was sind Wassernutzungen?

Deutschlands Gewässer werden auf vielfältige Weise genutzt: neben der Trinkwassergewinnung und der Einleitung von Abwasser stellen bspw. die Landwirtschaft, die Schifffahrt, der Tourismus und die Wasserkraft Nutzungen der Gewässer dar. Haben diese Handlungen und Aktivitäten „*signifikante Auswirkungen auf den Gewässerzustand*“, gelten sie nach Artikel 2(39) der WRRL als Wassernutzungen. Im Rahmen der Artikel 5 Berichte zur *wirtschaftlichen Analyse* für das Jahr 2004 sollte u.a. die wirtschaftliche Bedeutung der signifikanten Wassernutzungen flussgebietsbezogen abgebildet werden, um mögliche Wechselwirkungen zwischen der Erreichung des guten Zustands der Gewässer und der wirtschaftlichen Entwicklung im Flussgebiet aufzuzeigen. Für die *Analyse der Kostendeckung* wird in Artikel 9 spezifiziert, dass mindestens die drei Sektoren private Haushalte, Industrie und **Landwirtschaft als Wassernutzungen** zu betrachten sind. Sie sollen „*unter Berücksichtigung des Verursacherprinzips*“ einen adäquaten Beitrag zur Kostendeckung der Wasserdienstleistungen leisten.

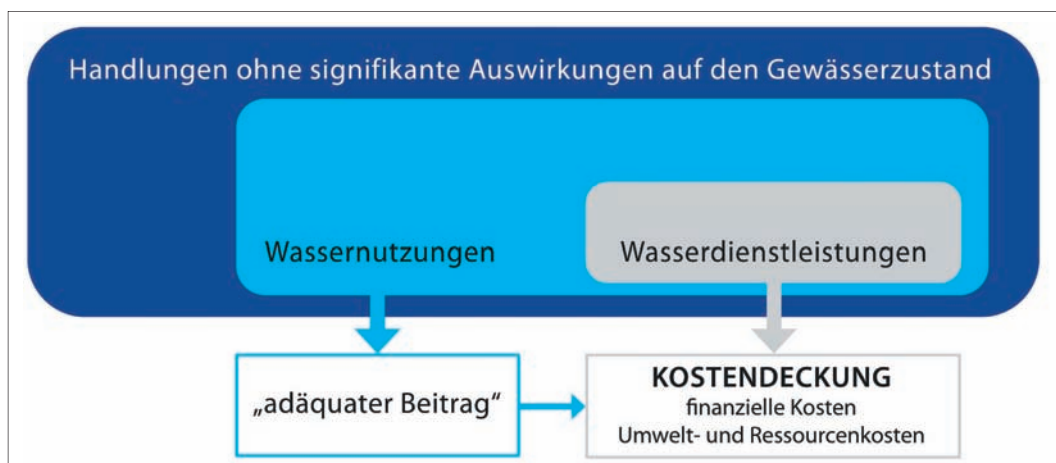


Abbildung 13:
Forderungen von Artikel 9
in Bezug auf die Kostendeckung
Quelle: Eigene Zusammenstellung

Mitgliedsstaaten als ein Hauptproblem zur Erreichung des guten Zustands identifiziert. Die damit verbundenen Sektoren wie Schifffahrt, Wasserkraft und Hochwasserschutz werden in den Artikel 5 Berichten jedoch selten genauer untersucht und nur in sehr wenigen Mitgliedsstaaten als Wasserdienstleistungen angesehen, was Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen mit sich bringen und eine Kostenträgerschaft nach dem Verursacherprinzip bedingen würde. Eine enge Auslegung der Definition von Wasserdienstleistungen zieht somit gleichzeitig einen engen Anwendungsbereich für das in Artikel 9 verankerte Verursacherprinzip nach sich.

Seitens der Umweltverbände wurde im Juli 2006 Beschwerde bei der Europäischen Kommission gegen die enge Auslegung des Begriffs der Wasserdienstleistungen eingereicht (WWF und EEB 2006). Sie stünde dem ganzheitlichen und integrativen Charakter der WRRL entgegen. In ihren Ausführungen berufen sich die Verbände auf das rechtlich unverbindliche Wateco Guidance Dokument, das in Annex B eine breitere Auslegung des Begriffs der Wasserdienstleistungen fordere. Diese Einschätzung wird durch die Antwort der Kommission zunächst gestützt. In ihrem Schreiben legt die Kommission dar, dass die Begriffsbestimmung des Artikels 2(38) ihrer Auffassung nach „sämtliche Eingriffsformen in die natürlichen hydrologischen Bedingungen, die der Bereitstellung von Wasser für den menschlichen, industriellen und landwirtschaftlichen Gebrauch dienen“, umfassen (Quelle ergänzen). Entsprechend seien Aufstauungen und Speicherungen für

die Zwecke der Wasserkraft, des Hochwasserschutzes und der Schifffahrt ebenfalls als Wasserdienstleistungen zu klassifizieren. Seitens der Mitgliedsstaaten wird die enge Auslegung jedoch insbesondere vor dem Hintergrund der Entstehungsgeschichte von Artikel 9 verteidigt und weiterhin als WRRL konforme Vorgehensweise angesehen, wie auch das Antwortschreiben der Bundesregierung⁴⁶ an die Kommission verdeutlicht.⁴⁷

Anforderungen an die Landwirtschaft als „Wassernutzung“

Die Landwirtschaft stellt im deutschen Kontext vornehmlich eine Wassernutzung dar:

- als Nutzer von gewässerangrenzenden Flächen wirkt sie auf den morphologischen Zustand der Gewässer ein, bspw. durch Befestigungsmaßnahmen und Querbauwerke zur Sohlstabilisierung, die zu strukturellen Belastungen der Gewässer und zur Behinderung der Durchgängigkeit führen.
- durch diffuse Einträge trägt sie zur stofflichen Belastung der Oberflächengewässer und des Grundwassers bei.

Entsprechend liegen „*signifikante Auswirkungen auf den Gewässerzustand*“ vor, so dass die Landwirtschaft eine Wassernutzung nach Artikel 2(39) darstellt. Entsprechend muss sie auch zur Kostendeckung der Wasserdienstleistung ‚Trinkwasserversorgung‘ einen adäquaten Beitrag leisten: Führen diffuse Einträge aus der Landwirtschaft zu höheren Aufbereitungskosten für

Box 8: Wie hoch ist ein „adäquater Beitrag“?

Die Formulierung des „adäquaten Beitrags“ wird in Artikel 9 durch den Zusatz „*unter Berücksichtigung des Verursacherprinzips*“ näher bestimmt. Entsprechend sollten die Kosten, die eine Wassernutzung für den Erbringer einer Wasserdienstleistung verursacht, dieser „*unter Berücksichtigung des Verursacherprinzips*“ angelastet werden. Für den Bereich der Landwirtschaft bedeutet dies, dass Aufbereitungskosten, die dem Trinkwasserversorger durch diffuse Gewässerverschmutzung entstehen, durch die Landwirtschaft getragen werden sollten. Der Auslegung des Verursacherprinzips für die Landwirtschaft kommt folglich eine Schlüsselfunktion zu. Bei der Anlastung von Kosten, die auf diffuse Belastungen zurückzuführen sind, stellt sich jedoch das Problem, dass eine eindeutige Zurückführung der Belastung auf einen konkreten Verursacher oft nicht möglich ist. Weitere Probleme bereiten Einzelschäden, die erst in der Summe eine Relevanz erhalten.

⁴⁶ Mitteilung der Regierung der Bundesrepublik Deutschland an die Kommission der Europäischen Gemeinschaften vom 6. März 2008, Vertragsverletzungsverfahren gegen die Bundesrepublik Deutschland gemäß Artikel 226 EG-Vertrag, Umsetzung der Richtlinie 2000/60/EG (Wasserrahmenrichtlinie) - Verfahren Nr. 2007 / 2243.

⁴⁷ Als Begründung nimmt das Schreiben u.a. Bezug zur Entstehungsgeschichte der WRRL und den ursprünglichen Formulierungen zur Kostendeckung, die sich lediglich auf die Wasserver- und Abwasserentsorgung beschränkten. Zudem führt das Antwortschreiben an, dass die Auflistungen des

Artikel 2(38) mit einem „und“ verbunden sind und daher alle gegeben sein müssen – dies trifft nach Sicht der Autoren jedoch nur für die Wasserver- und die Abwasserentsorgung zu. Im Falle der Wasserkraft fände zwar bspw. eine Aufstauung statt, eine Entnahme oder ein Einleiten werde jedoch nicht durchgeführt. Zusätzlich verweist das Schreiben der Bundesregierung darauf, dass nur im Falle der Trinkwasserver- und der Abwasserentsorgung eine „Dienstleistung“ vorliege, die der Definition nach Artikel 4 Nr. 1 der EG-Dienstleistungsrichtlinie (2006/123/EG) entspräche.

ein Wasserversorgungsunternehmen, sollte die Landwirtschaft, bei Betrachtung von Artikel 10 ohne seine Ausnahmeregelungen, an diesen Kosten nach dem Verursacherprinzip beteiligt werden. Hierbei ist jedoch die Auslegung des Verursacherprinzips für den Sektor Landwirtschaft von entscheidender Bedeutung.

Verursacherprinzip in der Landwirtschaft und die gute fachliche Praxis

Das Verursacherprinzip wurde für den Landwirtschaftssektor auf EU Ebene bereits in einem anderen Kontext präzisiert. Auf seiner Tagung am 15. November 1999 hat der Rat einen Beschluss über die Auslegung und Tragweite des Verursacherprinzips in der Landwirtschaft gefasst. Gemäß dem Punkt 43 des Dokuments 13078/99 des Rates bedeutet die Anwendung des Verursacherprinzips in der Landwirtschaft, dass die Landwirte die Kosten, die ihnen entstehen um den Regeln der guten fachlichen Praxis nachzukommen, selbst tragen müssen. Übernehmen die Landwirte jedoch Verpflichtungen, die über diese Regeln hinausgehen, so kann ihnen hierfür ein Ausgleich gewährt werden.⁴⁸ Kurz: die Einhaltung der guten fachlichen Praxis gilt als Grenze der Kostenanlastung. Oberhalb dieses Niveaus kann der Landwirt für Leistungen zum Umweltschutz vergütet werden (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 1999 und EUROPÄISCHE KOMMISSION 2001), so dass Landwirte (nach §19 WHG) in Wasser- und Quellenschutzgebieten für Maßnahmen die über die gute fachliche Praxis hinausgehen, entschädigt werden können.

Die Definition der guten fachlichen Praxis bestimmt damit gleichzeitig den Anwendungsbereich des Verursacherprinzips. Behält man dieses Verständnis auch für den Umsetzungsprozess der WRRL bei, bedeutet dies übertragen auf die Ausführungen von Artikel 9, dass die Landwirtschaft nur für den Teil der Trinkwasseraufbereitungskosten aufkommen müsste, der sich auf eine unzureichende Berücksichtigung der guten fachlichen Praxis zurückführen lässt. Eine Anpassung der Definition der guten fachlichen Praxis würde gleichzeitig den Anwendungsbereich des Verursacherprinzips ausweiten und könnte bedeuten, dass Landwirte in Trinkwasserschutzgebieten weiter extensivieren und für die Kosten der entgangenen Erlöse selbst aufkommen müssten.

⁴⁸ "[das Verursacherprinzip] impliziert, dass die Landwirte die mit der Erfüllung dieses Prinzips verbundenen Kosten bis zum einem Referenzniveau für gute fachliche Praxis der Landwirtschaft in dem betreffenden Gebiet tragen." (RAT DER EUROPÄISCHEN UNION 1999)

Insgesamt sollte überdacht werden, ob die Begrenzung des Verursacherprinzips für die Landwirtschaft auf die gute fachliche Praxis vor dem Hintergrund der Ziele der WRRL aufrechterhalten werden kann und zielführend ist. Experten weisen bereits darauf hin, dass die bisherige Auslegung der guten fachlichen Praxis zur Zielerreichung der WRRL unzureichend sein wird (NITSCH UND OSTERBURG 2008).

Kostendeckung und Finanzierung von Maßnahmen: Verpflichtungen für die Landwirtschaft?

Neben des verursachergerechten Beitrages der Landwirtschaft zur Kostendeckung der Wasserdienstleistungen können durch die Finanzierung von Maßnahmen zur Reduzierung diffuser Einträge weitere Belastungen auf die Landwirtschaft zukommen. So muss die Landwirtschaft für die Umsetzung grundlegender Maßnahmen zur Reduzierung diffuser Nährstoffbelastungen aufkommen. Erste Berechnungen der Bundesländer belegen, dass die Kosten zur Umsetzung der WRRL die bisherigen Budgets für den Gewässerschutz stark überschreiten werden.⁴⁹ Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage der verursachergerechten Anlastung von Maßnahmekosten auch für ergänzende WRRL-bezogene Maßnahmen, selbst wenn die WRRL dies nicht explizit fordert (siehe hierzu auch Kapitel 6.2.2).

Sollte aufgrund der erheblichen Maßnahmekosten eine Ausnahme von der Zielerreichung mit der Begründung „unverhältnismäßiger Kosten“ angestrebt werden (nach Artikel 4.4 und Artikel 4.5), so muss zunächst der Nachweis erbracht werden, wieso eine Kostenträgerschaft durch den Verursacher nicht gewährleistet werden kann. Während eine Unverhältnismäßigkeit aus ökonomischer Sicht allein dann vorliegt, wenn die Kosten den Nutzen einer Maßnahme in angemessener Weise übersteigen, lässt der Europäische Umsetzungsleitfaden WATECO auch die Auslegung zu, dass die Verhältnismäßigkeit von Maßnahmekosten für Kostenträger(gruppen) – also die „Zumutbarkeit“ der Kosten für den Kostenträger – in Betracht gezogen werden kann. Im Rahmen eines Pilotvorhabens der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser wurden Kriterien zur Ermittlung der Zumutbarkeit entwickelt, die in einer Fallanalyse auch auf die Landwirtschaft angewandt wurden (siehe hierzu KLAUER ET AL. 2007). Diese Aspekte werden in Kapitel 6.2.2 noch einmal aufgegriffen und detaillierter beleuchtet.

⁴⁹ Ergebnis einer Expertenbefragung bei den Landesministerien.

3.2.6 Fazit: WRRL und Landwirtschaft – Chancen und Herausforderungen

Mit der WRRL wurde eine entscheidende Harmonisierung des europäischen Gewässerschutzes erreicht. Sie spannt einen Bogen um eine Vielzahl von Einzelregelungen und ermöglicht dadurch eine Verschlankung und Vereinfachung der Wasserschutzgesetzgebung in Europa. Mit der Fokussierung auf Zielvorgaben („guter Zustand“) wird erstmalig ein ganzheitlicher Ansatz für alle Gewässer der europäischen Gemeinschaft verfolgt, der den räumlichen und administrativen Betrachtungsrahmen für die Bewirtschaftung verändert. Der integrative Schutz der Ressource Wasser tritt in den Mittelpunkt der Betrachtung und erfordert die Kooperation und Abstimmung mit anderen Politik- und Fachbereichen, allen voran der Landwirtschaft. Wie die Berichte zur Bestandsaufnahme und das Monitoring belegen, stellen diffuse Belastungen aus der Landwirtschaft eine der Hauptursachen für die Verfehlung der WRRL-Ziele dar. Folglich wird eine Vielzahl von kostenintensiven Maßnahmen an der Reduktion dieser Belastungen ansetzen müssen.

Während die WRRL eine große Chance für Europas Gewässer bietet, stellen die nötigen Abstimmungsprozesse alle Akteure vor neue Herausforderungen. Neben der integrierten Betrachtung wird besonders die Umsetzung und Finanzierung der Maßnahmenprogramme neue Wege beschreiten müssen. Dabei gilt es, die Ausrichtung bestehender Förderprogramme für die Landwirtschaft stärker mit den Zielen der WRRL in Einklang zu bringen (siehe Kapitel 3.1) und widersprüchliche Anreize aus den beiden Politikfeldern zu beseitigen. Dabei sollte einem wichtigen Ziel der WRRL, der stärkeren Einbeziehung des Verursacherprinzips in die Gewässerbewirtschaftung, in den weiteren Umsetzungszyklen der Richtlinie (bis 2021 und 2027) immer stärker Rechnung getragen werden. Im Kontext dieses Berichtes gilt dies vor allem für die verursachergerechte Beteiligung der Landwirtschaft an den Kosten der Trinkwasserbereitstellung. In diesem Zusammenhang wird zu diskutieren sein, ob das bestehende Verständnis des Verursacherprinzips für den Sektor Landwirtschaft, bzw. die Auslegung der guten fachlichen Praxis, angepasst werden muss, um die Ziele der WRRL erreichen zu können. Diese Fragestellung gewinnt zusätzlich an Bedeutung, als dass erste Berechnungen der Bundesländer belegen, dass die Kosten zur Umsetzung der WRRL die bisherigen Budgets für den Gewässerschutz stark überschreiten werden.

Welche Anforderungen und Handlungsfelder sich aus den spezifischen Schnittstellen zwischen den Politikfeldern Landwirtschaft und Gewässerschutz ergeben und wie diese bspw. durch neue Instrumente ausgefüllt werden können, wird im nachfolgenden Kapitel 4 näher beleuchtet.

3.3 Weitere Rahmenbedingungen mit Relevanz für Landwirtschaft und Gewässerschutz

Neben den oben erläuterten relevanten rechtlichen und politischen Rahmenbedingungen, sind bei der Betrachtung der Schnittstelle Landwirtschaft und Gewässerschutz weitere gesetzliche Regelungen in die Analyse einzubeziehen. Diese umfassen die EU-Nitratrichtlinie und die bundesdeutsche Düngeverordnung einschließlich der Regeln der Guten Landwirtschaftlichen Praxis. Weitere Regelungen der Guten Fachlichen Praxis (GFP) sind im Bundesbodenschutzgesetz sowie im Bundesnaturschutzgesetz verankert. Umgekehrt können die Grundwasserrichtlinie und die geplante Hochwasserschutzrichtlinie Auswirkungen auf die Landwirtschaft besitzen.

3.3.1 EU-Nitratrichtlinie und Düngeverordnung inkl. Regeln der guten Landwirtschaftlichen Praxis (GLP)

Auf europäischer Ebene wurden mit der Nitratrichtlinie bereits im Jahr 1991 Rahmenbedingungen geschaffen, um Gewässerbelastungen mit Nitrat aus der Landwirtschaft gezielt vorzubeugen. In Deutschland wird die Nitratrichtlinie einerseits mit der Düngeverordnung umgesetzt, die im Jahr 2007 novelliert wurde. Andererseits stellen Verordnungen der Bundesländer wasserwirtschaftliche Anforderungen an Anlagen zum Lagern und Abfüllen von Jauche, Gülle und Silagesickersäften (JGS). Über den Umsetzungsstand der Richtlinie und die Anforderungen der Düngeverordnung an die deutsche Landwirtschaft informieren die folgenden Kapitel. Die einzelnen JGS-Verordnungen der Bundesländer sind nicht Gegenstand der weiteren Analyse.

3.3.1.1 Nitratrichtlinie

Ziel der Nitratrichtlinie (91/676/EWG) ist, Gewässerunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen zu verringern und weiterer Gewässerunreinigung dieser Art vorzubeugen (Artikel 1).

Um dieses Ziel zu erreichen, sind die Mitgliedsstaaten der EU aufgefordert, Regeln der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft aufzustellen, die von den Landwirten auf freiwilliger Basis angewandt werden sollen. Als Grundlage für die zu erarbeitenden Regeln zur guten fachlichen Praxis legt die Richtlinie Minimumkriterien fest, die im Hinblick auf die Ausbringung und Lagerung von Düngemitteln, die Bodenbewirtschaftung, die Bodenbedeckung und die Versickerung von Nähr- und Schadstoffen eingehalten werden sollen (Box 9).

Die Mitgliedsstaaten sind verpflichtet, Aktionsprogramme zur Umsetzung der Nitratrichtlinie aufzustellen, die dem Landwirt verbindliche Nutzungs- und Bewirtschaftungsbeschränkungen auferlegen. Hierbei kann jeder Mitgliedsstaat entscheiden, ob er Aktionsprogramme für einzelne gefährdete Gebiete oder Teilgebiete erarbeitet oder ob er ein Aktionsprogramm auf das gesamte Staatsgebiet anwendet. Bis Ende 2003 hatten, mit Ausnahme Irlands⁵⁰, alle Mitgliedsstaaten, z.T. mit deutlicher Verspätung, ein oder mehrere Aktionsprogramme für ihr Gebiet aufgestellt. Dabei haben z.B. Frankreich, Portugal, Spanien, Italien, Griechenland, das Vereinigte Königreich und Belgien von der Möglichkeit Gebrauch gemacht, Aktionsprogramme für gefährdete Gebiete zu erstellen, während Deutschland, Österreich, Dänemark, Luxemburg und die Niederlande Aktionsprogramme für das gesamte Gebiet erstellt haben. Deutschland setzt das geforderte Aktionsprogramm mit der Düngeverordnung um.

Mit der Erstellung der Aktionsprogramme auf das gesamte Gebiet ist verbunden, den Nitratgehalt der Gewässer (Oberflächengewässer und Grundwasser) an ausgewählten Messstellen zu überwachen, an denen der Grad der Nitratverunreinigung der Gewässer aus landwirtschaftlichen Quellen festgestellt werden kann. Auf die Belastung des Grundwassers und die Überschreitung der Grenzwerte an den Messstellen in Deutschland wird in Kapitel 2.1 eingegangen.

Die Aktionsprogramme weisen Maßnahmen aus, die in den Regeln der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft enthalten sind, einschließlich Maßnahmen zur Begrenzung des Einsatzes von Stickstoffdünger sowie zur Einhaltung von Grenzwerten für das Ausbringen von tierischem Dünger.

Die Umsetzung der Nitratrichtlinie durch die Mitgliedsstaaten verlief über viele Jahre nicht zufriedenstellend. Wegen Nichtumsetzung oder mangelnder Umsetzung der Richtlinie hat die Europäische Kommission gegen mehrere Mitgliedsstaaten Vertragsverletzungsverfahren eingeleitet. So musste auch Deutschland die Düngeverordnung überarbeiten (siehe Abschnitt 3.3.1.2). In der Verknüpfung von GfP und der Einhaltung gesetzlicher Umweltauflagen (auch in Bezug auf die Nitratrichtlinie) nach Maßgabe der Politik zur Entwicklung des ländlichen Raums sieht die EUROPÄISCHE KOMMISSION (2007 A) eine Chance zur besseren Umsetzung der Nitratrichtlinie.

Im jüngsten Nitratbericht der Kommission (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2007A) wird schließlich betont, dass sich nicht nur die Überwachung verbessert hat und die Berichte der Mitgliedsstaaten vollständiger sind (vor der Erweiterung von 2004), sondern dass sich darüber hinaus die Qualität des Grundwassers insgesamt verbessert bzw. stabilisiert hat. Dennoch nahm die Nitratbelastung im europaweiten Kontext bei 36 Prozent der Kontrollstellen zu. Weiterhin überschritt die Nitratkonzentration bei 17 der untersuchten Gebiete die Grenze von 50 mg/l. Eine Verbesserung war auch hinsichtlich der Qualität des Oberflächenwassers zu verzeichnen.

Der nächste Nitratbericht der Mitgliedsstaaten muss der Europäischen Kommission im Jahr 2008 vorgelegt werden. Die Berichte der letzten Berichtsperiode, eingereicht von 2004 bis 2005, wiesen nach Angabe der EUROPÄISCHEN KOMMISSION (2007) Lücken in Bezug auf die Wasserqualität auf, insbesondere was die Eutrophierung von Süß- und Küstengewässern, die Prognosen zur Entwicklung der Wasserqualität mithilfe landwirtschaftlicher Daten (z.B. Nitratsatz in gefährdeten Gebieten) und die Bewertung der Wirksamkeit der Aktionsprogramme anbelangt.

Die Nitratrichtlinie ist darauf ausgerichtet, die Verunreinigung der Gewässer durch Einträge aus der Landwirtschaft durch Maßnahmen an der Quelle zu verhindern und zu vermindern (ODENKIRCHEN 2006). Nach Einschätzung der Experten kommt der Nitratrichtlinie und ihrer konsequenten Umsetzung auch neben dem Bestehen der Grundwasserrichtlinie eine besondere Bedeutung bei der Minderung der Nitratbelastungen im Grundwasser zu.

⁵⁰ Das Aktionsprogramm wurde 2006 erstellt.

- A. Die Regeln der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft, mit denen die Verringerung der Nitratverunreinigung erreicht werden soll und die die Verhältnisse in den verschiedenen Regionen der Gemeinschaft berücksichtigen, sollten Bestimmungen zu folgenden Punkten enthalten, soweit diese von Belang sind:
1. Zeiträume, in denen Düngemittel nicht auf landwirtschaftlichen Flächen ausgebracht werden sollten;
 2. Ausbringen von Düngemitteln auf stark geneigten landwirtschaftlichen Flächen;
 3. Ausbringen von Düngemitteln auf wassergesättigten, überschwemmten, gefrorenen oder schneebedeckten Böden;
 4. Bedingungen für das Ausbringen von Düngemitteln auf landwirtschaftlichen Flächen in der Nähe von Wasserläufen;
 5. Fassungsvermögen und Bauweise von Behältern zur Lagerung von Dung, einschließlich Maßnahmen zur Verhinderung von Gewässerverunreinigungen durch Einleiten und Versickern von dunghaltigen Flüssigkeiten und von gelagertem Pflanzenmaterial wie z.B. Silagesickersäften in das Grundwasser und in Oberflächengewässer;
 6. Verfahren für das Ausbringen auf landwirtschaftlichen Flächen - einschließlich der Häufigkeit und Gleichmäßigkeit des Ausbringens - von sowohl Mineraldünger als auch Dung, bei denen die Nährstoffverluste in die Gewässer auf ein annehmbares Maß beschränkt bleiben.
- B. Die Mitgliedstaaten können in ihre Regeln der guten fachlichen Praxis in der Landwirtschaft auch folgende Punkte aufnehmen:
7. Bodenbewirtschaftung, einschließlich Fruchtfolgegestaltung und der Anbauverhältnisse (Grünland/Ackerland);
 8. Beibehaltung einer Mindestpflanzenbedeckung während bestimmter (Regen-)Zeiten zur Aufnahme des Stickstoffs, der sonst eine Nitratbelastung im Gewässer verursachen könnte;
 9. Aufstellung von Düngeplänen für die einzelnen landwirtschaftlichen Betriebe und Führen von Aufzeichnungen über die Verwendung von Düngemitteln;
 10. Verhinderung von Gewässerverunreinigungen durch Abfließen und Versickern von Wasser in Bewässerungssystemen über die Reichweite der Pflanzenwurzeln hinaus.

Trotz zum Teil mangelhafter Umsetzung hält die EUROPÄISCHE KOMMISSION (2002A) eine Überarbeitung derzeit für nicht erforderlich, jedoch folgende Maßnahmen für wünschenswert:

- Durchführung von Kosten-Nutzen-Analysen zu den Vorbeugemaßnahmen;
- verstärkte Kontrollen vor Ort und entsprechende Sanktionen bei Nichteinhaltung der Richtlinie.

Die gemeinsame Umsetzung der Nitratrictlinie und der Wasserrichtlinien sollte zukünftig u. a. im Hinblick auf die Harmonisierung der Messstellen, Netze, Parameter und Häufigkeit der Wasserqualitätskontrollen, der Prüfung von Nährstoffeinträgen in die Gewässer und Ermittlung ihres Ursprungs und die Entwicklung von Modellen koordiniert werden (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2007). Zusätzlich ist von Bedeutung, dass die Maßnahmen zur Umsetzung der Nitratrictlinie nach Artikel 10 bzw. 11 der WRRL zu den „grundlegenden Maßnahmen“ zur Erreichung des guten Zustands der Gewässer zählen und damit auch in den Bewirtschaftungsplänen angeführt werden müssen.

3.3.1.2 Düngeverordnung

Die Regeln der guten fachlichen Praxis der Düngung sind in Deutschland in der Düngeverordnung verbindlich festgelegt. Eine Anpassung zur vollständigen Umsetzung der europäischen Richtlinie 91/676/EWG erfolgte nach längeren Diskussionen und Verhandlungen mit der Novelle vom Januar 2006. Wesentliche Diskussionspunkte waren verschärfte Abstandsregelungen, die ein Düngungsverbot auf Gewässerrandstreifen beinhalten, eine Begrenzung der Ausbringung von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft von maximal 170 kg sowie Ausnahmeregelungen von der Wirtschaftsdüngerobergrenze. Der Vorschlag vom Januar 2006 wurde von der EU-Kommission aufgrund zu vieler umweltschädlicher Ausnahmen als unzureichend eingestuft und unter Androhung eines Vertragsverletzungsverfahrens abgelehnt. Im Zuge dieser Mahnung aus Brüssel wurde die Düngeverordnung überarbeitet.

Die neue Fassung der Düngeverordnung enthält einige wesentliche (Neu-) Regelungen, die die Bewirtschaftungspraxis der Landwirte entscheidend beeinflussen sollen:

- Der Aufbringungszeitpunkt und die Düngemenge sind am zeitgerechten Bedarf der Pflanzen zu orientieren (§3, Absatz 4).
- Düngemittel dürfen nicht ausgebracht werden, „wenn der Boden überschwemmt, wassergesättigt, gefroren oder durchgängig höher als fünf Zentimeter mit Schnee bedeckt ist“ (§3, Absatz 5).
- Ein direkter Eintrag von Düngemitteln in oberirdische Gewässer soll vermieden werden, indem ein Abstand von mindestens drei Metern zwischen dem Rand der durch die Streubreite bestimmten Ausbringungsfläche und der Böschungsoberkante des jeweiligen oberirdischen Gewässers gewahrt wird.
- Auf stark geneigten Ackerflächen innerhalb eines Abstandes von 20 m zur Böschungsoberkante dürfen Stickstoffdünger innerhalb von drei Metern zwischen dem Rand der Streubreite und der Böschungsoberkante nicht und bei mehr als drei Metern nur unter Beachtung besonderer Vorgaben ausgebracht werden: Innerhalb des Bereichs von drei bis zehn Metern Entfernung zur Böschungsoberkante dürfen stickstoff- und phosphathaltige Düngemittel nur ausgebracht werden, wenn sie direkt in den Boden eingebracht werden. Auf dem restlichen Teil der Fläche müssen Düngemittel auf unbestellten Ackerflächen sofort eingearbeitet werden. Auf bestellten Ackerflächen mit Reihenkultur dürfen Düngemittel nur bei Untersaat oder sofortiger Einarbeitung ausgebracht werden. Auf bestellten Ackerflächen ohne Reihenkultur nur bei hinreichender Bestandsentwicklung oder nach Anwendung von Mulch- und Direktsaatverfahren (§ 3, Absatz 7).
- Die aufgebrachte Menge an Gesamtstickstoff darf im Durchschnitt der landwirtschaftlich genutzten Flächen des Betriebes 170 Kilogramm Gesamtstickstoff je Hektar und Jahr nicht überschreiten (§4, Absatz 3).
- Nach §4, Absatz 4 besteht ein Ausbringungsverbot vom 1. November bis 31. Januar auf Ackerland und vom 15. November bis 31. Januar auf Grünland. Die Bundesländer können die Ausbringungszeiten jedoch, unter Berücksichtigung regionaltypischer Besonderheiten, abweichend regeln. Dabei kann die Sperrfrist verschoben, jedoch nicht verkürzt werden.
- §4, Absatz 6 regelt die Ausbringung von Dünger nach der letzten Hauptfrucht vor dem Winter. Gedüngt werden darf nur bei einer im gleichen Jahr angebauten Folgekultur in Höhe des aktuellen Stickstoffbedarfes der Kultur oder zum Zweck der Ausgleichsdüngung zu auf dem Feld verbliebenem Getreidestroh. Der tolerierbare betriebliche Stickstoff-Überschuss wird für den Durchschnitt von drei

Düngejahren erhoben und muss laut Düngeverordnung von derzeit 80 kg Gesamtstickstoff je Hektar und Jahr auf 60 kg Stickstoff je Hektar und Jahr (2009-2011) reduziert werden.

3.3.2 Gute fachliche Praxis im Bereich des Boden- und Naturschutzes

Generell verspricht die gute fachliche Praxis (GfP) im deutschen Recht die Einhaltung gewisser Grundsätze des Tier- und Umweltschutzes in der Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft.

Eine Verzahnung der GfP der Landwirtschaft mit dem Boden- und Naturschutz erfolgt mit § 5 des Bundesnaturschutzgesetzes und § 17 des Bundes-Bodenschutzgesetzes. Über diese Verzahnung sollen folgende Anforderungen gesichert werden (§5 BNatschG):

- eine standortangepasste Bewirtschaftung und eine nachhaltige Bodenfruchtbarkeit,
- der Schutz und die Verbindung von Biotopen,
- eine im Verhältnis zur bewirtschafteten Fläche ausgewogene Tierhaltung,
- der Schutz des Grünlandes auf erosionsgefährdeten Hängen, in Überschwemmungsgebieten, auf Standorten mit hohem Grundwasserstand sowie auf Moorstandorten,
- die Erhaltung von Boden, Wasser, Flora und Fauna sowie
- Aufzeichnungen über den Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln nach Vorgabe des landwirtschaftlichen Fachrechtes.

Die oben genannten Anforderungen im Bereich des Natur- und Bodenschutzes kommen auch den Zielen des Gewässerschutzes zu Gute. Jedoch sind die Regelungen unterschiedlich konkret.

Während die GFP der Düngung in der Düngeverordnung rechtlich bindend verankert ist, sind die Anforderungen an die GFP, die sich aus dem Bundesbodenschutzgesetz ergeben in den rechtlich unverbindlichen „Grundsätzen und Handlungsempfehlungen zur guten fachlichen Praxis“ des BMU konkretisiert.

Im Naturschutz wurden mit den Methoden zur naturschutzfachlichen Konkretisierung der GfP in der Landwirtschaft (PLACHTER ET AL. 2005) und dem Kriterienkatalog zur GfP (KNICKE ET AL. 2001) Grundlagen geschaffen, die Bestimmungen des Bundesnaturschutzgesetzes in die Praxis umzusetzen.

Jedoch fehlt auch hier die rechtliche Verbindlichkeit für die Landwirtschaft. Nach den Landesnaturschutzgesetzen gelten unter anderem Nutzungsänderungen, wie z.B. Änderung der Nutzungsart auf Niedermoorböden oder Grünlandumbruch auf erosionsgefährdeten Hängen, in Überschwemmungsgebieten oder auf Flächen mit hohem Grundwasserstand als Eingriff in Natur und Landschaft. Ein Eingriff ist jedoch nicht einem Verbot gleichzusetzen. Darüber hinaus bestehen große Unterschiede in den Bundesländern. In einigen Ländern bestehen z.B. keine landesweiten Beschränkungen durch die Naturschutzgesetze, was den Umbruch von Grünland anbelangt, sondern diese beziehen sich allein auf Schutzgebiete (NITSCH ET AL. 2008).

Eine Verzahnung oder Zusammenführung aller rechtlichen Vorgaben für bzw. Anforderungen an eine GFP würde dem Landwirt einerseits die nötige Rechtssicherheit bieten, und andererseits eine konsequente Umsetzung der GFP fördern. Dies würde unter anderem bedeuten, dass die derzeitigen Empfehlungen zum Bodenschutz rechtlich verbindlich verankert werden und Schutzgebietsverordnungen und Landesgesetze sollten insbesondere bezüglich der Regelungen zum Grünlandschutz auf ökologisch sensiblen Standorten überprüft werden (NITSCH ET AL. 2008).

Eine stärkere Verzahnung zwischen Düngeverordnung und Bundesbodenschutzgesetz (§17) sollte auch darauf abzielen, den Erhalt der Bodenfunktionen (u.a. die Bodenfruchtbarkeit) zu gewährleisten. Dabei ist die Bodenfruchtbarkeit nicht nur zum Zwecke der Ertragssteigerung zu sichern, sondern auch zum Zwecke der Leistungsfähigkeit des Bodens als natürliche Ressource und Ökosystem.

Festgestellt werden konnte zudem, dass die Anforderungen der GFP zum Teil eine sehr geringe Beachtung von Seiten der Landwirtschaft erfahren. Vor diesem Hintergrund sollten die Anforderungen der bestehenden Gesetzgebung konsequenter umgesetzt und eine Nichteinhaltung stärker sanktioniert werden, um eine flächendeckende Umsetzung der GFP zu gewährleisten.

3.3.3 Klärschlammrichtlinie

Auf europäischer Ebene regelt die Klärschlammrichtlinie (86/278/EWG) die Verwendung von Klärschlamm als Dünger in der Landwirtschaft mit dem Ziel, schädliche Auswirkungen auf Böden, Vegetation, Tier und Mensch zu verhindern.

Die Richtlinie definiert Grenzwerte für Konzentrationen von Schwermetallen in den Böden (Anhang I A), in den Schlämmen (Anhang I B) und für die Mengen von Schwermetallen, die pro Jahr auf den Böden aufgebracht werden dürfen (Anhang I C) und die über die Verwendung oder auch deren Verbot entscheiden. Die Richtlinie enthält bisher keine Grenzwerte für organische Schadstoffe. Ebenso fallen Gehalte an Nitrat und Phosphor nicht in diesen Regelungsbereich. Interessant im Zusammenhang dieser Studie ist jedoch die seitens der EU geplante Novellierung der Klärschlammrichtlinie im Hinblick auf eine mögliche Ausdehnung des Anwendungsbereiches auf nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen. Dies würde eine zusätzliche Schadstoffbelastung von Grund- und Oberflächengewässern bedeuten.

In Deutschland wird die Klärschlammrichtlinie mit der Klärschlammverordnung umgesetzt. Dabei ist die Aufbringung von Klärschlamm nach Art, Menge und Zeit auf den Nährstoffbedarf der Pflanzen auszurichten und die im Boden verfügbaren Nährstoffe und organische Substanz sowie der Standort- und Anbaubedingungen zu berücksichtigen. Im Übrigen gelten die Bestimmungen der Düngeverordnung auch für das Aufbringen von Klärschlamm.

Auch auf Bundesebene wird die landwirtschaftliche Nutzung von Klärschlamm angesichts der möglichen Belastungen mit Schwermetallen, Chemikalien und Krankheitserregung kontrovers diskutiert. Während sich einige Bundesländer wie Baden-Württemberg, Bayern und Nordrhein-Westfalen gegen eine bodenbezogene Nutzung von Klärschlamm und für dessen Verbrennung aussprechen, sieht das Bundesumweltministerium (BMU 2006B) die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen weiterhin als geeignet an.

3.3.4 Grundwasserschutzrichtlinie

In der WRRL ist der Schutz der Grundwasserressourcen als ein zentrales Ziel verankert. Konkret werden in Artikel 4 drei Zielstellungen in Bezug auf Grundwasser formuliert:

- die Verschlechterung des Grundwasserzustands soll verhindert werden;
- der gute chemische Zustand und gute mengenmäßige Zustand der Grundwasserkörper soll bis zum Jahre 2015 erreicht werden; und

- alle signifikanten und anhalten Trends einer Steigerung der Konzentration von Schadstoffen soll umgekehrt und so die Verschmutzung des Grundwassers schrittweise reduziert werden.

Im Aushandlungsprozess der WRRL konnte zur konkreten Ausgestaltung dieser Ziele jedoch keine Einigung erreicht werden. Daher wurde festgehalten, dass eine Grundwassertochterrichtlinie, die die alte Richtlinie zum Schutz des Grundwassers gegen Verschmutzung durch bestimmte gefährliche Stoffe (80/68/EWG, kurz: alte Grundwasserrichtlinie) vom 17. Dezember 1979 ablösen soll, diese Spezifizierungen vornimmt. Nach einem langwierigen Abstimmungsprozess ist die Richtlinie des europäischen Parlamentes und des Rates zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung (2006/118/EG, kurz: neue Grundwasserrichtlinie) am 16. Januar 2007 in Kraft getreten. Sie muss bis zum 16. Januar 2009 in nationales Recht umgesetzt werden und löst die alte Grundwasserrichtlinie im Jahr 2013 ab.⁵¹

Die neue Grundwasserrichtlinie (2006/118/EG)

Die neue Grundwasserrichtlinie ist eine Tochterrichtlinie der WRRL und steht in enger Verbindung zur Nitratriichtlinie, wie unter anderem der Verweis auf die Qualitätsnormen für Nitrate, Pflanzenschutzmittel und Biozide der Nitratriichtlinie (91/767/EWG) deutlich macht. In den Erwägungsgrundsätzen zur neuen Grundwasserrichtlinie wird noch einmal auf die Besonderheit von Grundwasser als natürliche Ressource und als Ressource zur Gewinnung von Trinkwasser hingewiesen. Als wesentliches Element präzisiert die Grundwasserrichtlinie die Unterscheidung des qualitativ guten vom qualitativ schlechten Grundwasserzustand anhand von Grenzwerten (durch EU-einheitliche Qualitätsnormen und national festzulegende Schwellenwerte). Von besonderer Relevanz für die Landwirtschaft sind in dieser Richtlinie die Höchstwerte für Pflanzenschutzmittel (höchstens 0,1 µg pro Liter eines Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffes und höchstens 0,5 µg an Wirkstoffen insgesamt) und der Höchstwert für Nitrat (50 mg pro Liter, flächendeckend für alle Grundwasserkörper). Im Anhang IV Teil B der Richtlinie ist darüber hinaus der Ausgangspunkt für die Trendumkehr

geregelt. Maßnahmen zur Umkehr von signifikant und anhaltend steigenden Trends bei Schadstoffkonzentrationen sind spätestens bei Erreichen von 75 Prozent der Umweltqualitätsnorm zu ergreifen. Für Nitrat würde das bedeuten, dass bei einer Konzentration von 37,5 mg/l entsprechende Maßnahmen zu ergreifen sind. Die Nationalstaaten haben jedoch immer die Möglichkeit, strengere Maßstäbe anzusetzen.

Bereits in der Richtlinie wird explizit darauf verwiesen, dass die Anforderungen der Richtlinie in einigen Gebieten dazu führen können, dass land- und forstwirtschaftliche Verfahren geändert werden müssen, was mit Einkommensverlusten für die Betroffenen verbunden sein kann. Möglichkeiten diese Einkommensverluste abzufedern werden im Förderprogramm ELER gesehen, in dem die Mitgliedstaaten entsprechende Förderprioritäten einräumen können. Hinsichtlich der Gesamtkosten der Umsetzung der neuen Grundwasserrichtlinie für die verschiedenen Akteure bzw. Betroffenen geht die Europäische Kommission davon aus, dass sich die Mehrkosten im Vergleich zur Umsetzung der WRRL in Grenzen halten, da die administrativen Kosten sowie die Überwachungs- und Sanierungskosten bereits durch die Umsetzung der WRRL anfallen. (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003)

Insgesamt sollen durch die neue Grundwasserrichtlinie die Beschreibung und Überwachung der Grundwasserkörper spezifiziert werden. Dies soll dazu führen, dass das Vorgehen in diesen Bereichen europaweit harmonisiert wird und damit auch eine größere Vergleichbarkeit gewährleistet ist. Im Zusammenhang dieser Studie ist hervorzuheben, dass mit der neuen Grundwasserrichtlinie der Höchstwert für Nitrat von 50 mg pro Liter flächendeckend für alle Grundwasserkörper verankert wird und damit den Handlungsbedarf zur Reduktion diffuser Gewässerbelastungen aus der Landwirtschaft nachhaltig unterstreicht.

3.3.5 Fazit

Die Düngeverordnung wurde in einigen Punkten mit der letzten Novellierung aufgewertet. Ob und inwiefern sie entscheidend zum Gewässerschutz beitragen kann, ist nicht zuletzt davon abhängig, ob über Fachrechtskontrollen sichergestellt werden kann, dass die Vorgaben der Düngeverordnung, z.B. das sofortige Einarbeiten von Gülle oder die Einhaltung der Ausbringungsfristen, eingehalten werden.

⁵¹ Es ist beabsichtigt, die EU-rechtlichen Bestimmungen umfassend durch eine Bundesverordnung umzusetzen (nachdem die Föderalismusreform die verfassungsrechtlichen Voraussetzungen dazu geschaffen hat). Die hierfür erforderliche Ermächtigungsgrundlage soll in das ebenfalls neu zu schaffende Wasserrecht des Bundes (Umweltgesetzbuch-Teil Wasser) aufgenommen werden. (BMU 2008)

Die Düngeverordnung erlaubt unter besonderen Auflagen und nach jährlicher Antragstellung die Ausbringung von 230 kg Gesamtstickstoff je ha und Jahr aus Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft auf intensives Grünland, Wechselgrünland und Feldgras. Im Gegenzug besteht die Auflage, einen Düngeplan zu führen, in dem die Fruchtfolge und die geplante Ausbringung von Wirtschaftsdüngern sowie von sonstigen Stickstoff- und Phosphatdüngern verzeichnet werden. Mittel- bis langfristig sollte diese Ausnahme einer besonderen Prüfung im Hinblick auf die Nitratbelastung von Boden und Gewässern unterzogen werden.

Kritisch zu betrachten ist darüber hinaus, dass die derzeit von der Düngeverordnung geforderte Stickstoffbilanzierung nach der Feld-Stall-Bilanz im Gegensatz zur Hoftorbilanz vorwiegend auf Schätzungen beruht. Nach den aktuell gültigen Regelungen der Düngeverordnung wird für organischen Stickstoff aus tierischen Ausscheidungen eine Ausbringungsobergrenze von in der Regel 170 kg pro Hektar N vorgeschrieben, während diesbezüglich für Wirtschaftsdünger pflanzlicher Herkunft eine gesetzliche Lücke besteht. Daher gibt es auf der Ebene der Bundesländer keine einheitlichen Anforderungen wie dies für Wirtschaftsdünger der Fall ist. Die vorhandenen gesetzlichen Rahmenbedingungen lassen Spielraum für ein Überangebot an Stickstoff in Böden und der Gefahr der Nährstoffauswaschung in die Gewässer (Nitsch et al 2008).

Grundlegender Nachteil für die stringente Umsetzung der Gute fachliche Praxis ist, dass diese in verschiedenen Gesetzen mehr oder weniger konkret bzw. gesetzlich verbindlich verankert ist. Insbesondere die GfP der landwirtschaftlichen Bodennutzung müsste von reinen Empfehlungen in einen rechtsverbindlichen Rahmen überführt werden und Schutzgebietsverordnungen und Landesgesetze insbesondere bezüglich der Regelungen zum Grünlandschutz auf ökologisch sensiblen Standorten überprüft werden.

Eine Verzahnung oder Zusammenführung aller rechtlichen Vorgaben für bzw. Anforderungen an eine GFP würde dem Landwirt einerseits die nötige Rechtssicherheit bieten, und andererseits eine konsequente Umsetzung der GFP fördern.

Festgestellt werden konnte zudem, dass die Anforderungen der GFP zum Teil eine sehr geringe Beachtung von Seiten der Landwirtschaft erfahren. Vor diesem Hintergrund sollten die Anforderungen der bestehenden Gesetzgebung konsequenter umgesetzt und eine Nichteinhaltung stärker sanktioniert werden, um eine flächendeckende Umsetzung der GFP zu gewährleisten. Die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm ist aus Gründen der menschlichen Gesundheit sowie des zusätzlichen Nähr- Und Schadstoffeintrags in Böden und Gewässer abzulehnen.

Bezüglich der neuen Grundwasserrichtlinie ist hervorzuheben, das aufgrund des in der Richtlinie verankerten Höchstwertes für Nitrat von 50 mg pro Liter flächendeckend für alle Grundwasserkörper der Handlungsbedarf zur Reduktion diffuser Gewässerbelastungen aus der Landwirtschaft nachhaltig unterstrichen wird.

4 Schnittstellen zwischen Landwirtschaft und Gewässerschutz

Wie die Ausführungen in Kapitel 3 deutlich machen, kann eine nachhaltige Reduktion diffuser Nähr- und Schadstoffeinträge in die Gewässer nur durch integrierte und abgestimmte Handlungskonzepte für die Politikbereiche Landwirtschaft und Gewässerschutz erreicht werden. Im Folgenden wird daher anhand einiger Beispiele aufgezeigt, wie die Schnittstellen zwischen Gewässerschutz und Landwirtschaft auf europäischer aber auch nationaler Ebene derzeit genutzt werden und wo sich ein weiterer Handlungsbedarf abzeichnet.

4.1 Agrar- und Wasserpolitik: Werden Schnittstellen genutzt?

Die Notwendigkeit der Kooperation zwischen den Politikfeldern Landwirtschaft und Gewässerschutz hat mit der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) eine neue Bedeutung gewonnen. Während eine abgestimmte Vorgehensweise auch für die erfolgreiche Umsetzung alter Richtlinien und Bestimmungen (bspw. zum Trinkwasserschutz) erforderlich war, macht der Rahmencharakter der WRRL diese Anforderung expliziter und formuliert einen konkreten Abstimmungsbedarf. Entsprechend kann eine Analyse der Zusammenarbeit zwischen den Politikbereichen Landwirtschaft und Gewässerschutz im Umsetzungsprozess der WRRL exemplarisch die bestehenden Kooperationsstrukturen und –defizite aufzeigen.

Der Umsetzungszeitplan der EG-Wasserrahmenrichtlinie schreibt vor, dass bis zum Jahre 2009 integrierte Bewirtschaftungspläne für alle europäischen Flusseinzugsgebiete aufzustellen sind. Entsprechend ist eine Koordination, sowohl zwischen als auch innerhalb der Mitgliedsstaaten erforderlich. Während sich die konkrete Ausgestaltung der institutionellen Zusammenarbeit zur Ausarbeitung der Bewirtschaftungspläne zwischen den zehn Flussgebietseinheiten in Deutschland unterscheidet, findet in allen Fällen, entsprechend den Anforderungen der Richtlinie, eine länderübergreifende Abstimmung und eine Begleitung durch Facharbeitsgruppen und Beiräte statt (siehe auch Abschnitt 4.2). Die Begleitung durch Facharbeitsgruppen und Beiräte trägt zudem dem Ansatz Rechnung, dass die Durchsetzbarkeit und Akzeptanz der Maßnahmenpläne zur Zielerreichung in starkem Maße davon abhängen wird, wie verschiedene Akteure und Betroffene in den Umsetzungsprozess der Richtlinie integriert wurden. In der Regel sind die folgenden Akteursgruppen (in unterschiedlichem Maße) in den Abstimmungsprozess eingebunden:

- Behördenvertreter des Gewässerschutzes, der Landwirtschaft und angrenzender Fachbereiche auf unterschiedlichen administrativen Ebenen,
- Vertreter der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA),
- Landwirtschaftskammern, Landwirtschaftliche Beratungen und Kooperationen auf regionaler, z. T. grenzüberschreitender Ebene,
- landwirtschaftliche Interessenvertretungen,
- Landwirtschaftsbetriebe,
- Wasserversorgungsunternehmen bzw. deren Verbände,
- Umweltorganisationen,
- Externe Experten (bspw. aus Forschungseinrichtungen), und
- Vertreter der (Fach-)Öffentlichkeit.

Den Akteuren der unterschiedlichen Sektoren und Verbände kommt dabei insbesondere die Rolle zu, ihr Expertenwissen aktiv in den Umsetzungsprozess einzubringen und Politik und Verwaltung bei der Ausgestaltung der Bewirtschaftungsplanung zu beraten.

Neben der Kooperation und dem Austausch auf Fachebene rücken auch mögliche Synergieeffekte bei der Finanzierung von Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerqualität zunehmend in den Fokus der Betrachtung. So stellt der Europäische Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) ein wichtiges Instrument zur Förderung gewässerschonender Maßnahmen durch die Landwirtschaft dar.⁵² Auf Länderebene werden ELER-Mittel auf der Grundlage der Entwicklungspläne für den ländlichen Raum der Bundesländer verteilt. Ein Vergleich der Entwicklungspläne und der Mittelzuteilung zu den Förderschwerpunkten in den einzelnen Bundesländern zeigt, dass der Förderung von Maßnahmen des Gewässerschutzes eine unterschiedliche Priorität zugewiesen wird (siehe Kapitel 3.1.3).

In der neuen Förderperiode 2007 bis 2013 haben einige Bundesländer die Förderfähigkeit von Maßnahmen, die auch dem Gewässerschutz zugute kommen, deutlich ausgeweitet und diese Zielsetzung auch in ihren ländlichen Entwicklungsprogrammen stärker verankert. Aufgrund der unterschiedlichen Planungshorizonte der beiden Politikfelder wurde diese Verknüpfung jedoch

⁵² In Hinblick auf die Finanzierung der nötigen Maßnahmen zur Umsetzung der Grundwasserrichtlinie (2006/118/EG) wurde seitens der Europäischen Kommission darauf hingewiesen, dass ELER-Mittel auch dazu genutzt werden können, maßnahmeninduzierte Einkommenseinbußen in der Landwirtschaft abzufedern (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2003).

deutlich erschwert. So mussten die ländlichen Entwicklungsprogramme für die Förderperiode 2007 bis 2013 bereits Ende 2006 zur Genehmigung eingereicht werden, während die WRRL-Maßnahmenplanung zu diesem Zeitpunkt noch nicht weit genug fortgeschritten war, um konkrete Maßnahmen zur Förderung zu benennen. Entsprechend war es vielen Bundesländern nicht möglich, die ELER Förderprogramme so auszugestalten, dass sie in einem größeren Umfang zur Finanzierung von WRRL-Maßnahmen herangezogen werden können. Eine stärkere Harmonisierung von Fristen und Förderperioden angrenzender Umweltbereiche und Sektoren ist daher zukünftig anzustreben.

4.2 Institutionelle Zusammenarbeit und Vernetzung der Akteure

Strukturen der Zusammenarbeit zwischen Akteuren der Landwirtschaft und des Gewässerschutzes finden sich in unterschiedlicher Ausprägung und Formalisierung auf den institutionellen Ebenen. Im Folgenden werden einige Beispiele der Zusammenarbeit dargestellt:

- Auf europäischer Ebene bietet die „Strategic Steering Group“ (SSG) ein Forum zur Abstimmung der Umsetzungsprozesse der Gemeinsamen Agrarpolitik und der Wasserrahmenrichtlinie.⁵³ Im Rahmen dieser Arbeitsgruppe werden u.a. mögliche Einflüsse der landwirtschaftlichen Nutzung auf die Zielerreichung der WRRL in den Mitgliedsstaaten identifiziert und Auswirkungen des Umsetzungsprozesses der WRRL auf die Landwirtschaft abgeschätzt. Zudem sollen Empfehlungen formuliert werden, wie mit dem Risiko einer Zielverfehlung aufgrund diffuser Belastungen aus der Landwirtschaft umgegangen werden kann (HERBKE ET AL. 2006).
- Auf Bundesebene ist eine Zusammenarbeit zwischen den Behörden der Landwirtschaft und des Gewässerschutzes auf Expertenebene vorhanden, jedoch nicht institutionalisiert. Eine Beteiligung der Landwirtschaft am Gewässerschutz erfolgt über die LAWA, an deren Hauptversammlungen Landwirtschaftsvertreter teilnehmen. Der ständige Ausschuss Grundwasser und Wasserversorgung der LAWA

widmet sich zudem dem Problem der diffusen Belastung und erarbeitet Strategien, wie diesen begegnet werden kann.

- Die institutionelle Zusammenarbeit auf Länderebene ist unterschiedlich ausgestaltet, wie Box anhand von Beispielen der Zusammenarbeit in den Bundesländern Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Bayern exemplarisch darstellt.
- Ein Beispiel für grenzüberschreitende regionale Zusammenarbeit stellt die Arbeitsgruppe Landwirtschaft/Umweltschutz der Internationalen Bodenseekonferenz dar, deren Teilnehmerkreis sich im Wesentlichen aus Landwirtschafts- und Umweltämtern beiderseits der deutsch-schweizerischen Grenze zusammensetzt. Die Arbeitsgruppe hat einen Maßnahmenplan Landwirtschaft/Gewässerschutz erarbeitet und den Fortschritt der Implementierung beobachtet und bewertet (IBK 2005). Bei der Umsetzung des Maßnahmenplans spielte insbesondere die Information der Öffentlichkeit eine wesentliche Rolle.
- Eine weitere Zusammenarbeit zwischen Landwirtschaft und Gewässerschutz erfolgt im Rahmen der Internationalen Flussgebietskommissionen. Die konkrete Ausgestaltung der Kooperationsstrukturen unterscheidet sich dabei jedoch deutlich und landwirtschaftliche Akteure sind bislang oft unterrepräsentiert.⁵⁴

⁵³ Die Strategic Steering Group (SSG) wurde im April 2005 eingesetzt. Sie wird von Großbritannien und der Generaldirektion Umwelt der Europäischen Kommission koordiniert und durch die Generaldirektion Landwirtschaft und ländliche Entwicklung technisch unterstützt.

⁵⁴ So stellt AMBROS (2007) für die Internationale Flussgebietskommission Mosel-Saar fest, dass landwirtschaftliche Akteure auf Austausch- und Informationsveranstaltungen bislang oft unterrepräsentiert waren.

Box 10: Beispiele der Zusammenarbeit zwischen der Landwirtschaft und dem Gewässerschutz in den Ländern Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Bayern

Niedersachsen: Hervorzuheben ist die Zusammenarbeit der Umwelt- und Landwirtschaftsbehörden mit der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL) sowie dem Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), welches zuständig für den Bodenschutz in Niedersachsen ist. Ein intensiver länderübergreifender Austausch erfolgt derzeit zusätzlich im Rahmen des Forschungsprojektes WAgriCo (Water Resources Management in Cooperation with Agriculture), an dem der Niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) sowie vier weitere deutsche und fünf englische Partner aus Wasserwirtschaft und Landwirtschaft beteiligt sind. Ziel dieses Projektes ist es, praxistaugliche Wege zur Reduktion diffuser Belastungen aus der Landwirtschaft zu entwickeln, die sowohl wirtschaftlich als auch effektiv sind. (NLWKN O.J.)

Nordrhein-Westfalen: Als zentrales Koordinationsgremium wurde in Nordrhein-Westfalen eine Steuerungsgruppe ins Leben gerufen, zu der neben staatlichen und kommunalen Vertretern auch Vertreter der Landwirtschaft, der Wasserversorgungsunternehmen und der Naturschutzverbände gehören. Einzelne Themen werden in Arbeitsgruppen bzw. Unterarbeitsgruppen vertieft. (MUNLV NRW O.J.)

Bayern: Im Rahmen der Bestandsaufnahme nach Artikel 5 der WRRL wurde eine erste Analyse der Gewässerbelastung aus diffusen Quellen für die landwirtschaftlich genutzten Flächen durchgeführt, unter enger Einbeziehung des Instituts für Agrarökonomie an der Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL), dem Lehrstuhl für Grünlandlehre an der TU München-Weihenstephan und dem Bereich Gewässerschutz des LfU. Die Ergebnisse wurden in einer gemeinsamen Veröffentlichung zusammengefasst und der Öffentlichkeit präsentiert (LfL, TUM UND LFW 2004).

4.3 Fazit

Obwohl bereits vielfältige Kooperationsstrukturen zwischen den beiden Politikfeldern bestehen, verbleiben Abstimmungsschwierigkeiten, die teilweise auf unterschiedliche Planungshorizonte und begrenzte personelle und finanzielle Ressourcen zurückzuführen sind. Zudem erschweren Kommunikationsdefizite ein abgestimmtes Vorgehen zur synergetischen Zielerreichung. So werden die Anforderungen an den Gewässerschutz aus landwirtschaftlicher Sicht oft als schwer verständlich, wenig exakt und an vielen Stellen interpretationsfähig empfunden. Daher sollte seitens der Politik und Verwaltung ein besonderes Augenmerk auf die Kommunikation der Inhalte, Erwartungen und Möglichkeiten der Zusammenarbeit von Gewässerschutz und Landwirtschaft gelegt werden.

Dass diffuse Belastungen aus der Landwirtschaft die Gewässer in erheblichem Umfang belasten ist unstrittig. Deshalb sollte die politisch-administrative Ebene auf Seiten der Landwirtschaft nicht nur nach den rechtlichen Vorgaben, die sich aus den verschiedenen Richtlinien ergeben, sondern eigeninitiativ handeln. Gleichzeitig ist jedoch auch die Landwirtschaft direkt aufgefordert, eigene Vorschläge zur Umsetzung der Vorschriften und Richtlinien zu entwickeln. Als wichtige Finanzierungsquelle zur Förderung einer umweltschonenden Bewirtschaftungsweise kann dabei das Förderprogramm ELER gelten.

5 Gewinnung einwandfreien Trinkwassers

Grenzwerte entscheiden darüber, ob Trinkwasser bedenkenlos konsumiert werden kann oder nicht. Werden die Grenzwerte überschritten, müssen entsprechende Maßnahmen getroffen werden, um ein gesundheitliches Risiko auszuschließen und die ursprüngliche Wasserqualität wieder herzustellen. Diese Maßnahmen können mit oder ohne technische Aufbereitung des Trinkwassers durchgeführt werden. Neben technischen Lösungen wurden jedoch umfangreiche Erfahrungen mit vorbeugenden Maßnahmen gesammelt, die Nitratbelastungen des Grund- und Oberflächenwassers an der Quelle verhindern. Auf die unterschiedlichen Möglichkeiten der Gewinnung einwandfreien Trinkwassers wird in den folgenden Kapiteln eingegangen.

5.1 Grenzwerte für Nitrat im Trinkwasser

Der Grenzwert für Nitrat im Trinkwasser beträgt laut Trinkwasserverordnung (TrinkwV) und der EG-Trinkwasserrichtlinie 50 mg/l. Dies entspricht auch der Empfehlung der Weltgesundheitsorganisation (WHO). Die Nitrat-Empfehlung des deutschen Umweltbundesamtes erweitert die „Maßnahmewert-Empfehlung“ gemäß Paragraph 9 der Trinkwasserverordnung um spezifische Gesundheitsinformationen und Sanierungshinweise zu Nitrat, falls der festgelegte Grenzwert im Trinkwasser überschritten wurde. In dieser Empfehlung wird betont, dass Trinkwasser mit bis zu 50 mg/l Nitrat auch uneingeschränkt bei der Zubereitung von Säuglingsnahrung verwendet werden kann, ohne dass negative Gesundheitsfolgen zu erwarten sind. Sollte der Grenzwert überschritten werden, ist einwandfreies Trinkwasser anderer Herkunft zu verwenden. Der zuständige Wasserversorger ist dann jedoch verpflichtet – gegebenenfalls auf Anordnung des Gesundheitsamtes – einwandfreies Trinkwasser zur Verfügung stellen (z.B. auch abgepacktes Wasser). In diesem Falle darf der zuständige Wasserversorger dem Verbraucher keine zusätzlichen Kosten in Rechnung stellen. Der Wasserversorger hat damit ein erhebliches Interesse an einwandfreiem Trinkwasser.

In der Nitrat-Empfehlung des Umweltbundesamt heißt es weiter, dass Erwachsene, im Gegensatz zu Säuglingen, 130 mg/l Nitrat ohne Gesundheitsschäden aufnehmen können. Allerdings empfehlen das Umweltbundesamt und das Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) dann bevorzugt nitratarme Lebensmittel zu sich zu nehmen oder Lebensmittel, die mit Jodidhaltigem Speisesalz gewürzt wurden.

5.2 Abhilfemaßnahmen bei Grenzwertüberschreitung

Mikrobiologische und chemische Anforderungen an das Trinkwasser werden in der Trinkwasserverordnung geregelt (§ 5 und § 6 der TrinkwV 2001). Werden die Grenzwerte nicht eingehalten, müssen bestimmte Maßnahmen getroffen werden (§ 9 TrinkwV 2001). Gemäß § 9 Abs. 4 TrinkwV muss das jeweilige Gesundheitsamt in Fällen der Grenzwertüberschreitung unverzüglich notwendige Abhilfemaßnahmen zur Wiederherstellung der Wasserqualität treffen. Die Durchführung dieser Maßnahmen ist vorrangig. Die Dringlichkeit der Abhilfemaßnahmen richtet sich nach dem Ausmaß der Überschreitung der entsprechenden Grenzwerte und dem Grad der Gefährdung der menschlichen Gesundheit.

Kapitel 2 ist bereits ausführlich auf die Nitratbelastungen in Deutschland und die Häufigkeit der Überschreitungen des Grenzwertes für Nitrat an den Messstellen eingegangen. Im Falle der Grenzwert-Überschreitung sind seitens des örtlichen Gesundheitsamtes Entscheidungen zu treffen, die das gesundheitliche Wohl des Bürgers weiterhin gewährleisten:

Das örtliche Gesundheitsamt kann eine Überschreitung des Grenzwertes von 50 mg/l Nitrat innerhalb einer Frist von bis zu 30 Tagen zulassen. Diese Frist kann unter Einhaltung bestimmter Dienstwege und Information übergeordneter Behörden auf bis zu drei Jahren verlängert werden (§9 Abs. 6-8 TrinkwV 2001).

Das Gesundheitsamt entscheidet über die erforderlichen Abhilfemaßnahmen und die Aufbereitung des Trinkwassers. Ziel ist jedoch zunächst die Wiedereinhaltung der Anforderungen ohne technische Aufbereitungsmaßnahmen, wobei im Regelfall die Zumischung nitratarmer Trinkwassers am ehesten zum gewünschten Ergebnis führt (UBA 2004, Nitratempfehlung). Grundsätzlich sollte bei der Reduzierung überhöhter Nitratgehalte die Beseitigung der Ursachen im Vordergrund stehen. Die Zumischung ist daher als eine Übergangslösung zur Wiedereinhaltung der rechtlich vorgegeben Normen zu betrachten.

Technische Maßnahmen sollten nur dann verfolgt werden, wenn die kurz- bis mittelfristige Beseitigung der Ursachen nicht erfolgsversprechend ist (BLW 2000).

5.3 End-of-Pipe-Lösungen

Kann der Grenzwert für Nitrat trotz Kooperation mit der Landwirtschaft nicht erreicht werden, müssen die Wasserwerke auf andere Brunnenstandorte oder tiefere Grundwasserleiter ausweichen oder aber Rohwasser (Glossar) mittels geeigneter technischer Lösungen zu Trinkwasser aufbereiten.

Analyse der End-of-Pipe Wasseraufbereitungsverfahren

Nach dem Stand der Technik stehen folgende Verfahren zur Nitratrefernung aus dem Trinkwasser zur Verfügung (DÖRDELMANN UND STETTER 2005):

- Biologische Denitrifikation;
- Umkehrosmose;
- Ionenaustausch;
- Elektrodialyse.

Biologische Denitrifikation

Bei der biologischen Denitrifikation macht man sich in der Trinkwasseraufbereitung einen in der Natur vorkommenden Prozess zu Nutze, bei dem Mikroorganismen durch ihren Stoffwechselvorgang selektiv Nitrat zu molekularem Stickstoff (N_2) umsetzen, der in die Atmosphäre entweicht. Dieser Vorgang, der in der Natur im Boden oder in Gewässern abläuft, wird bei der Trinkwasseraufbereitung gezielt in technischen Verfahren hervorgerufen. Voraussetzung für diesen Prozess ist, dass kein frei gelöster Sauerstoff im Wasser vorhanden ist, sondern die Mikroorganismen den im Nitrit gebundenen Sauerstoff als Quelle für ihren Stoffwechsel nutzen (BLW 2000).

Die biologische Denitrifikation ist das einzige technische Verfahren der Trinkwasseraufbereitung, bei dem elementarer Stickstoff in den Stickstoffkreislauf der Atmosphäre zurückgeführt werden kann und nicht in einem abgetrennten Teilstrom isoliert wird. Übrig bleibt eine Art Schlamm (FÄLSCH 2007), der nach den Vorgaben relevanter rechtlicher Regelungen zu entsorgen ist.

Ein weiterer Vorteil ist, dass Nitrat selektiv entfernt werden kann, ohne das Rohwasser anderweitig in seiner Zusammensetzung zu verändern.

Umkehrosmose

Bei der Umkehrosmose wird das zu reinigende Wasser unter hohem Druck durch eine Membran gepumpt. Die Membran besitzt eine festgelegte Porengröße, so dass

nur die Moleküle durch die Membran gelangen können, die durch die Poren durchpassen. Das Wasser wird dabei von Nitrat befreit, allerdings werden auch andere Ionen entfernt, so dass eine Entsalzung des Wassers erfolgt. Damit die gewünschten Minerale im Trinkwasser vorhanden sind, muss das behandelte Wasser mit Rohwasser vermischt werden.

Bei der Umkehrosmose muss teilweise eine Vorreinigung und chemische Konditionierung des Wassers erfolgen. Aufgrund des Verfahrens fällt ein relativ hoher Anteil des behandelten Wassers als salzreiches Abwasser an.

Die Umkehrosmose ist als Verfahren zur Trinkwasseraufbereitung geeignet, wenn neben der Nitratrefernung auch eine Sulfatreduzierung und eine Enthärtung des Wassers erfolgen soll.

Ionenaustausch

Beim Ionenaustausch werden bestimmte Kationen und Anionen gegen andere Ionen getauscht, indem Wasser ein Filtermedium (Ionentauscherharz) durchströmt. Dabei nimmt das Anionentauscherharz Nitrat-Ionen auf und gibt Chlorid- oder Hydrogencarbonat-Ionen ab. Bei dem Verfahren werden jedoch auch gleichzeitig Sulfat-Ionen aus dem Wasser entfernt. Insgesamt bleibt der Salzgehalt ziemlich ausgeglichen, da Ionen gegeneinander ausgetauscht werden.

Ein Problem dieses Verfahrens ist, dass hochkonzentriertes Abwasser als Abfallprodukt entsteht, das entsorgt werden muss. Vorteilhaft ist, dass der Salzgehalt und damit der Leitwert des Wassers weitestgehend gleich bleiben. Eine selektivere Nitratrefernung als bei Umkehrosmose ist mithilfe des Ionenaustausches möglich.

Elektrodialyse

Bei der Elektrodialyse werden die positive Kationen und negative Anionen durch Anlegen eines elektrischen Feldes unter Verwendung von Kationen- und Anionenaustauschmembranen aus dem aufzubereitenden Wasser entfernt. Dabei kann Nitrat-spezifisch gearbeitet werden, da die Membranen einwertige Ionen passieren lassen, Nitrat hingegen abtrennen (FÄLSCH 2007). Weiterhin können mit diesem Verfahren hohe Reinwasserausbeuten von nahezu 98 Prozent erzielt werden. Allerdings muss auch hier das Abwasser entsorgt werden. Hinzu kommt die Entsorgung der verwandten Elektrodenlösung (FÄLSCH 2007).

Bei allen drei physikalischen-chemischen Verfahren, Umkehrosmose, Ionenaustausch und Elektrodialyse, besteht der Nachteil, dass Nitrat zwar aus dem Trinkwasser entfernt wird, als Abfallprodukt jedoch hochkonzentriertes Abwasser übrig bleibt. Nitrat wird nicht abgebaut wie bei der biologischen Denitrifikation, sondern wird dem Trinkwasser nur in einem eigenen Teilstrom entzogen, der entsorgt und bei der Kostenkalkulation berücksichtigt werden muss.

5.4 Kooperationen zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft

Kooperationen zwischen der Wasserwirtschaft und der Landwirtschaft haben das Ziel, Einträge von Düngemitteln, darunter Nitrat, aber auch Pflanzenbehandlungs- und Schädlingsbekämpfungsmitteln in Grund- und Oberflächenwasser zu verringern und schädlichen Belastungen von Gewässern vorzubeugen.

Im Rahmen bestehender Kooperationsmodelle handeln Landwirte und Wasserwirtschaftler auf freiwilliger Basis standortangepasste Bewirtschaftungsansätze für bestimmte Flächen aus, wobei Beschränkungen in der Flächennutzung durch Ausgleichszahlungen honoriert werden.

Kooperationen zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft werden in einigen Bundesländern seit Jahren mit Erfolg durchgeführt. Hervorzuheben sind die Bundesländer Hessen, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen, die in einigen Regionen hohe Nitratbelastungen zu verzeichnen hatten und Probleme der Nitratbelastung in Trinkwasserschutzgebieten mithilfe des Kooperationsansatzes zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft zu lösen versucht haben.

In den nachfolgenden Kapiteln wird die Ausgestaltung und Durchführung dieser Kooperationen näher beleuchtet und anhand folgender Kriterien vergleichend dargestellt:

- Rechtlich-politische Rahmenbedingungen;
- Finanzierung der Kooperationen;
- Gegenstand der Kooperationen;
- Einschätzung der Ergebnisse.

5.4.1 Rechtlich-politische Rahmenbedingungen

Nordrhein-Westfalen gilt als Vorreiter auf dem Gebiet der Kooperationsmodelle, deren Grundlage das 12-Punkte-Programm aus dem Jahr 1987 zum kooperativen Gewässerschutz war, das gemeinsam mit der nordrhein-westfälischen Landesregierung, den Vertretern der Wasserwirtschaft, der Landwirtschaft und des Gartenbaus ausgehandelt wurde.

Niedersachsen hat im Jahr 1992 mit der 8. Novelle zum Niedersächsischen Wassergesetz (NWG) die Grundlage für den kooperativen Gewässerschutz geschaffen und gesetzlich verankert.⁵⁵ Zusätzlich wurde die Bereitschaft zur Kooperation zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft auf Länderebene institutionalisiert: Mit dem sogenannten „Kooperationserlass“ hat das Umweltministerium gemeinsam mit dem Landwirtschaftsministerium 1994 den rechtlichen Rahmen zum Grundwasserschutz durch Kooperationen geschaffen. Dabei wurden die Vorgaben zur Zusammensetzung und Arbeitsweise der Kooperationen zwischen der Land- und Wasserwirtschaft absichtlich auf ein Mindestmaß begrenzt, um genügend Spielräume zur Ausgestaltung der verschiedenen Grundwasserschutzkonzepte zu ermöglichen (NI MU UND NLÖ 2002).

Auch in **Hessen** wurde die Grundlage für freiwillige Kooperationen zwischen Flächennutzern und Wasserversorgern gesetzlich geregelt (§35 Abs. 7 HWG). Bundesweit einmalig ist, dass die Kooperationsvereinbarungen in Hessen nicht nur flankierend abgeschlossen werden können, sondern für den Teil der landwirtschaftlichen Regelungen die Wasserschutzgebietsverordnung (WSGVO) ersetzen können.

5.4.2 Finanzierung der Kooperationen

Die Kooperationen werden in Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen durch Wasserentnahmegebühren („Wassercent“) finanziert. Das Wasserentnahmeentgelt zahlt jeder, der Grundwasser entnimmt, an das Land. In NRW betragen diese Gebühren 4,5 Cent pro Kubikmeter, in Niedersachsen 5 Cent pro Kubikmeter. Hessen hingegen hat die Wasserentnahmegebühr im Jahr 2003 abgeschafft. Hier müssen die Kosten inzwischen von

⁵⁵ Mittlerweile liegt das Niedersächsische Wassergesetz (NWG) in der Fassung vom 25. Juli 2007 vor. Abschnitt 6 § 47 regelt die Gebühren für die Wasserentnahmen.

Wasserversorgungsunternehmen aufgebracht und auf die Verbraucher umgelegt werden (Tabelle 5). Ausgleichszahlungen werden an Landwirte, Forstwirte oder Gärtner gezahlt, wenn die im Kooperationsvertrag festgesetzten Maßnahmen die land- und forstwirtschaftliche Nutzung einschränken. Der Ausgleich bemisst sich nach den Ertragseinbußen oder Mehraufwendungen gegenüber einer ordnungsgemäßen land- und forstwirtschaftlichen Nutzung.

Ausgleichszahlungen werden in **Hessen** zwischen den örtlichen Kooperationsbeteiligten getroffen, d.h. zwischen Wasserversorgungsunternehmen und Landwirten bzw. Gärtnern. Die Höhe eines finanziellen Ausgleichs wird nicht von der Landesverwaltung vorgeschrieben.

Für den Fall, das im Rahmen des Kooperationsvertrages keine einvernehmliche Regelung zwischen Ausgleichspflichtigen und Ausgleichsberechtigten zustande kommt, kann von der Behörde durch Rechtsverordnung eine Regelung über Höhe und Pauschalierung des Ausgleichs getroffen werden.

In Hessen werden anfallende Beratungskosten zur Umsetzung der in den Kooperationsverträgen vereinbarten Bewirtschaftungsregeln, vom Bundesland bezuschusst, d.h. diese Kosten müssen nicht allein vom Wasserentnahmeentgelt getragen werden. Bis Februar 2005 wurden 67 lokale Kooperationen und sechs regionale Kooperationsprojekte über einen Zeitraum von drei Jahren unterstützt. Im hessischen Regierungsprogramm ist

Tabelle 5: Übersicht der Finanzierung und Ausgleichszahlungen einzelner Bundesländer im Vergleich

	Hessen	NRW	Niedersachsen
Finanzierung der Kooperationen	Kooperationskosten werden von den jeweilig beteiligten Wasserversorgungsunternehmen aufgebracht und auf ihre Verbraucher umgelegt. Finanzierung: Verbraucher	Kooperationen werden durch den Wassercent finanziert. Das Wasserentnahmeentgelt beträgt 0,045 € pro m³. WVU können geleistete Aufwendungen für Kooperationen mit dem Wasserentnahmeentgelt verrechnen. Finanzierung: Verbraucher	Finanziert werden die Leistungen und Aktivitäten aus der Wasserentnahmegebühr 0,05 € pro m³. Finanzierung: Verbraucher
Beratungskosten	Beratungskosten werden vom Land im Rahmen der „Richtlinie zur Förderung von Maßnahmen zur Sicherung und Verbesserung des Grundwasservorkommens“ vom 24.7.2001 (StAnz. 33/2001 S. 2875) bezuschusst. Zuschuss: Öffentliche Mittel	Keine Angaben.	Keine Angaben.
Ausgleichszahlungen	Ausgleichsleistungen werden zwischen örtlichen Kooperations-Beteiligten (WVU ⇔ betroffene Landwirtschaftsbetriebe) im Rahmen der Kooperationsvereinbarungen geregelt. Die Höhe eines finanziellen Ausgleichs wird nicht von der Landesverwaltung vorgeschrieben.	Im AWR-Projekt keine Informationen über Ausgleichszahlungen. Schwerpunkt liegt auf Beratung	Ausgleichszahlungen gem. § 51 a NWG an Land- und Forstwirte für wirtschaftliche Nachteile in Wasserschutzgebieten Den Ausgleich leistet das Land und bemisst sich nach durchschnittlichen Ertragseinbußen und Mehraufwendungen, gemessen an den Erträgen und Aufwendungen einer ordnungsgemäßen land- oder forstwirtschaftlichen oder erwerbs-gärtnerischen Nutzung.

Quelle: CHOUDHURY 2007, eigene Zusammenstellung

festgelegt, dass die erfolgreichen freiwilligen Kooperationen zwischen Land-, Forst- und Wasserwirtschaft weiter ausgebaut werden sollen. Die Landesregierung gewährt den Kooperationen zunächst Vorrang vor rechtlichen Verordnungslösungen. Insgesamt wurden bisher 8 Mio. € für vom Land unterstützte Projekte aufgewendet, wobei sich Hessen an den Gesamtkosten mit 4 Mio. € (50 Prozent) beteiligt hat (HMULV 2006B).

Die Gesamtkosten einer Kooperation betragen in Hessen im Mittel ca. 14.000 € pro Jahr. Fast zwei Drittel dieser Kosten entfallen auf Beratungstätigkeiten, etwa ein Viertel wird für Ausgleichszahlungen an Landwirtschaftsbetriebe und 13 Prozent werden für N_{min} -Untersuchungen verwendet (Abbildung 14). Für die Wasserversorgungsunternehmen respektive die Verbraucher bedeutet das eine Kostenbelastung von 0,04 €/m³ auf Rohwasser, wenn die Kosten auf die Gesamtfördermenge des jeweiligen Wasserversorgungsunternehmens umgelegt werden (HMULV 2006B).

In **Niedersachsen** werden Mehraufwendungen der Landwirte, die durch eine veränderte Wirtschaftsweise auf Grundlage des Kooperationsvertrages entstehen, über das jeweilige Wasserversorgungsunternehmen erstattet. Diese legen die Zusatzkosten auf den Verbraucher um.

Im Jahr 2001 wurden in Niedersachsen rund 8 Mio. € für die Zusatzberatung Wasserschutz bereitgestellt und ca. 10 Mio. € zur Entschädigung von Ertragseinbußen, die aus grundwasserschutzorientierten Wirtschaftsweisen auf der Grundlage der freiwilligen Vereinbarungen mit Landwirten resultieren. Für Modell- und Pilotprojekte stehen jährlich weitere 1 Mio. € zur Verfügung. Themenschwerpunkte dieser Pilotprojekte waren bisher z.B. die wassersparende Feldberegnung, die Entwick-

lung neuer Düngungsstrategien und die Konzeption eines Grundwasserschutzwaldes (NI MU und NLÖ 2002).

Zur Höhe der Beratungskosten im Land Niedersachsen lagen keine Daten vor.

In **Nordrhein-Westfalen** besteht für öffentliche Wasserversorger die Möglichkeit, die im Veranlagungsjahr für eine Kooperation mit der Landwirtschaft entstandenen Aufwendungen zum Schutze des Rohwassers mit dem festgesetzten Wasserentnahmeentgelt zu verrechnen. Verrechnungsfähig sind personelle Aufwendungen für Gewässerschutzberatungen der landwirtschaftlichen Betriebe sowie Aufwendungen für Maßnahmen (§ 8 WasEG).

Das Aufkommen aus dem Wasserentnahmeentgelt wird ab 2006 für den Aufwand, der aus der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie resultiert, verwendet. Vor 2006 dienten die Einnahmen durch das Wasserentnahmeentgelt an erster Stelle zur Tilgung des mit dem Wasserentgelt verbundenen Verwaltungsaufwandes (§9 WasEG).

Zur Höhe der Beratungskosten im Land Nordrhein-Westfalen lagen keine Daten vor.

Für alle Bundesländer kann festgehalten werden, dass die Kosten der Kooperationen zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft letztendlich auf den Verbraucher bzw. Steuerzahler umgelegt werden. Zusätzlich werden in Hessen Beratungskosten für Landwirte, die Kooperationen eingehen, vom Land, d.h. mit öffentlichen Mitteln, bezuschusst. Bisher werden die Kosten nicht auf den Verursacher, sprich den Landwirt, umgelegt.

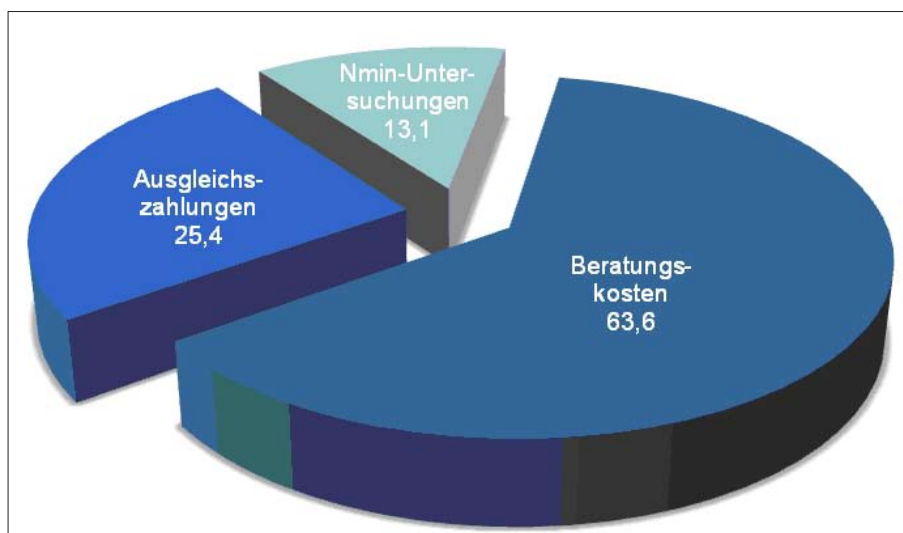


Abbildung 14:
Kostenzusammensetzung lokaler
Kooperationen in Hessen
Quelle: BACH ET AL. 2006

5.4.3 Gegenstand und Akteure der Kooperation

Auf welchen Ebenen finden Kooperationen statt?

In Hessen existieren rund 70 Kooperationen, die insgesamt von 14 Ingenieurbüros oder angestellten Beratern von Wasserversorgungsunternehmen betreut werden. Kooperationen können auf verschiedenen Ebenen geschlossen werden. Unterschieden wird zwischen lokalen, kreisweiten und Wasserschutzgebiets-übergreifenden Kooperationen (BACH 2006).

Lokale Kooperationen bilden die überwiegende Kooperationsform in Hessen und sind auf ein Wasserschutzgebiet (ggf. auch zwei räumlich aneinandergrenzende WSG) abgestimmt. Die vertraglichen Vereinbarungen in den Bewirtschaftungsbeschränkungen gehen über das Anforderungsniveau der „ordnungsgemäßen Landwirtschaft“ deutlich hinaus.

Ausgangslage für die Bildung von lokalen Kooperationen ist in der Regel eine erhöhte NO_3 -Konzentration im Rohwasser und/oder deren rascher Anstieg. Zentrales Ziel lokaler Kooperationen ist daher, in WSG ein Rückgang der Nitratgehalte im Rohwasser, eine Umkehr eines Trends ansteigender Nitratgehalte oder eine kurzfristig Stabilisierung des Niveaus der Nitratkonzentration zu erreichen.

Die Landwirtschaftsbetriebe stehen in einem Vertragsverhältnis mit dem Wasserversorgungsunternehmen, das die Kosten der Kooperation trägt. Ein spezifisches Beratungskonzept wird auf die jeweiligen örtlichen Erfordernisse und Gegebenheiten (Standortverhältnisse; individuelle Situation der Landwirtschaftsbetriebe) abgestimmt.

Kreisweite Kooperationen werden ohne Bezug auf einzelne WSG eingerichtet und haben in der Regel die Umsetzung der „ordnungsgemäßen Landwirtschaft“ zum Ziel, die von den Landwirten entschädigungsfrei zu leisten ist. Es gibt derzeit vier kreisweite Beratungsprojekte in Hessen.

Die Finanzierung kreisfreier Kooperationen erfolgt durch das Land Hessen mit Co-Finanzierung durch die WVU des Landkreises. Die Beratung richtet sich an alle Landwirtschaftsbetriebe im Kreis, unabhängig von den Grenzen des Wasserschutzgebietes, und stellt somit einen flächendeckenden Ansatz dar. Diese Möglichkeit zu einem flächendeckenden Ansatz ist nicht in allen Bundesländern gegeben.

Von zentraler Bedeutung wird die Bildung eines Arbeitskreises angesehen, bei dem die Akteure auf regionaler Ebene an einem Tisch zusammenkommen. Ein wesentliches Beratungselement sind regionalspezifische Düngeempfehlungen, die auf der Auswertung von Datenmaterial spezieller Pilotbetriebe basieren. In Gebieten mit besonderer Belastungssituation soll außerdem die Bildung von lokalen Kooperationen angeregt werden. Damit wird hier dem gebietsspezifischen Ansatz Rechnung getragen (BACH 2006).

Wasserschutzgebiets-übergreifende Kooperationen sind auf mehrere Wasserschutzgebiete in einem größeren Gebiet ausgerichtet. In Hessen gibt es zwei wasserschutzgebiets-übergreifende Kooperationen. In der WSG-übergreifenden Kooperation Wetterau sind das beispielsweise 20 Wasserschutzgebiete mit einer Gesamtfläche von ca. 12.500 Hektar und 270 Landwirten. In Niedersachsen wurden Kooperationen für ein oder mehrere Trinkwassergewinnungsgebiete zusammen oder z.T. auch landkreisweit gegründet. In mehr als 400 Trinkwassergebieten gibt es mittlerweile 115 Kooperationen, in denen 12.000 Landwirte vertreten sind. Über 90 Prozent der Landwirtschaftsflächen in Trinkwassereinzugsgebieten (rund 300.000 Hektar) werden dadurch von der Zusatzberatung Grundwasserschutz betreut (NI MU und NLÖ 2002).

Welche Maßnahmen sind Gegenstand einer Kooperation?

Folgende Maßnahmen können Gegenstand einer Kooperation sein:

- Spezialberatung der Land- und Forstwirte und der Erwerbsgärtner im Interesse des Grundwasserschutzes einschließlich der hiermit in Zusammenhang stehenden Boden- und Grundwasseruntersuchungen;
- Grundwasserschutzbetonte Beratung der Landwirte durch die Zusatzberatung Wasserschutz,
- Abschluss von Freiwilligen Vereinbarungen über grundwasserschonende Wirtschaftsweisen,
- Ausgleichszahlungen (Entschädigung der Mehraufwendungen durch gesetzliche Auflagen zum Grundwasserschutz)
- Durchführung von Modell- und Pilotprojekten zur Erforschung einer auf den Grundwasserschutz ausgerichteten Landwirtschaft

Einen Überblick über konkrete Einzelmaßnahmen und mehrjährige Maßnahmen in Niedersachsen gibt Tabelle 6.

Tabelle 6: Beispiele für Freiwillige Vereinbarungen hinsichtlich grundwasserschonender Bewirtschaftung in Niedersachsen

Einzelmaßnahmen	Mehrjährige Maßnahmen
Zwischenfrucht- Anbau Konservierende Bodenbearbeitung durch Mulchsaat Einjährige Flächenstilllegung Reduzierter Herbizideinsatz – Mechanische Unkrautbekämpfung	Reduzierte N- Düngung Grundwasserschutz - orientierte Gestaltung von Anbausystemen Ökologischer Landbau Umwandlung von Acker in Grünland und extensive Grünland - Bewirtschaftung Dauerbrachen

Quelle: DREESMANN 2002

Beratungsmaßnahmen haben eine zentrale Bedeutung in Kooperationsmodellen und umfassen, wie z.B. in Hessen, ein großes Spektrum an Aktivitäten und Inhalten (Bach 2006, Tabelle 3)

Box 11: Beratungsmaßnahmen im Rahmen von Kooperationen in Hessen

Beratungsinhalte im Rahmen von Kooperationen: • Einzelbetriebliche Beratungen (Rundbriefe, telefonisch, persönlich), insbesondere zur N-Düngung und zur Verteilung von Wirtschaftsdünger • Erhebungen und Auswertungen von Betriebsfragebögen und Schlagkarteien • Durchführung bzw. Unterstützung bei Boden-, Wirtschaftsdünger- und Chlorophyll-Analysen • Arbeitskreissitzungen • Informationsveranstaltungen • Feldbegehungen • Demonstrationsversuche und Maschinenvorfürungen • Organisation überbetrieblicher Saatgutbestellung und Zwischenfruchtaussaat • Beschaffung gemeinschaftlich genutzter Maschinen • Öffentlichkeitsarbeit (Pressemitteilungen, Präsentationen etc.).
--

Quelle: Bach 2006

Wer sind die Akteure einer Kooperation?

In Niedersachsen sind die Zusammensetzung und die Aufgabenbereiche der Kooperationen durch Erlass des Niedersächsischen Umweltministeriums geregelt. Als ständige Teilnehmer sind vorgesehen:

- Der Niedersächsische Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) bzw. dessen Betriebsstellen nehmen die Geschäftsführung und Leitung wahr,
- Vertreter der wirtschaftenden Landwirte,
- das Wasserversorgungsunternehmen,
- die untere Wasserbehörde,
- die Landwirtschaftskammer,
- der Zusatzberater für den Grundwasserschutz und
- bei Bedarf können weitere Teilnehmer, z. B. aus den Bereichen Naturschutz und Agrarstruktur, hinzukommen.

Eine Schlüsselrolle in den Kooperationen nehmen die Vertreter der Landwirte ein. Durch ihre aktive Mitarbeit in den Kooperationen können sie bei der Entscheidung über die Verwendung staatlicher Mittel mitbestimmen. Die Arbeit der Kooperationen wird nicht durch Mehrheitsbeschlüsse bestimmt, sondern basiert auf der Grundlage möglichst einvernehmlicher Lösungsvorschläge (NI MU UND NLÖ 2002).

Wie im Beispiel der Arbeitsgemeinschaft an der Ruhr (AWWR) gehört einer Kooperation unter Umständen ein ganzer regionaler Verbund an Landwirtschaftskammern und Wasserwerken an, die sich für einen bestimmten Zeitraum vertraglich zur Kooperation verpflichtet haben (AWWR 2005). Die folgenden Behörden, Institute und Institutionen sind als ständige Gäste in der AWWR vertreten:

- Arbeitsgemeinschaft der Rheinwasserwerke e.V. (ARV)
- Ministerium für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
- Ruhrverband
- Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen
- Hygiene-Institut des Ruhrgebietes
- Bezirksregierung Arnsberg
- Bezirksregierung Düsseldorf
- BGW / DVGW Landesgruppe Nordrhein-Westfalen
- Institut für Wasserforschung GmbH, Dortmund (IfW)
- Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasserforschung, Mülheim (IWW)

Auch am Beispiel der Arbeitsgemeinschaft an der Ruhr wird deutlich, dass eine hohe Trinkwasserqualität erzielt werden kann, wenn Landwirtschaft und Wasserwirtschaft kooperativ und in gemeinsamer Verantwortung handeln.

5.5 Fazit: Vorbeugende Maßnahmen oder End-of-Pipe Lösungen?

Der Erfolg von Kooperationsmaßnahmen kann nach verschiedenen Kriterien bemessen werden. Dabei spielen sichtbare und messbare Faktoren eine Rolle, wie z.B. die Teilnehmerzahl der Landwirte an einem Kooperationsmodell, die Absenkung der Nitratgehalte im Rohwasser bzw. eine messbare Trendumkehr, rückläufige Herbst- $N_{\min}$ -Werte oder N-Überschüsse der Schlagbilanzen. Zum anderen ist die Akzeptanz von Landwirten ein wesentliches Erfolgskriterium für eine Kooperation und nicht zuletzt die mit der Umsetzung der Kooperation verbundenen Kosten (BACH 2006).

In Nordrhein-Westfalen konnte durch das Kooperationsmodell in der Vergangenheit in Trinkwassergewinnungsgebieten die Stilllegung von Gewinnungsanlagen, der Anschluss an ein überörtliches Versorgungssystem oder der Bau von kostspieligen Aufbereitungsanlagen vermieden werden. Wie die Evaluierung der Kooperationen zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft in Hessen zeigt (BACH 2006), können nicht in allen Fällen abschließend Aussagen über den Erfolg von Kooperationen hinsichtlich ihrer langfristigen Wirkung getroffen werden. Dies hängt davon ab, dass das Grundwassersystem sehr träge ist und es – je nach Bodenart, Grundwasserflurabstand und Witterungsverhältnissen - unter Umständen mehrere Jahre dauern

kann, bis sich die Umstellung der Bewirtschaftungspraxis auf die Grund- und Oberflächengewässer auswirken (NIEDERAU UND JEDRUSIA 2005).

Aus umweltpolitischer Sicht ist das Kooperationsmodell zu erhalten und weiterzuführen, da es nicht zuletzt im Einklang mit dem Vorsorgeprinzip steht, das darauf abzielt, Belastungen bzw. Schäden der Umwelt bzw. der menschlichen Gesundheit im Voraus (trotz unzureichender Wissensbasis) zu vermeiden oder weitestgehend zu minimieren. Neben diesem auf internationaler Ebene verankerten Ziel unterstützt das Kooperationsmodell auch die Umsetzung europäischer Ziele der gemeinsamen Agrarpolitik, so beispielsweise in Nordrhein-Westfalen die Umsetzung der Agrarumweltförderung, deren finanzielle Ausstattung zwischen EU und Bundesland aufgeteilt ist (vgl. Kapitel 3.1.3). Die Betreuung der Umsetzung der Agrarumweltprogramme fällt in den Zuständigkeitsbereich der jeweiligen Landwirtschaftskammer. Da ein Teil der Zielsetzung der Agrarumweltprogramme mit der des Gewässerschutzes überlappt, werden folgende Synergien geschaffen: Eine der Hauptaufgaben bei der Kooperationsberatung dient dazu, den Landwirten die Agrarumweltprogramme mit ihren Fördermöglichkeiten verständlich zu machen und diese zur Teilnahme zu bewegen (AWWR 2005).

Festgehalten werden sollte, dass die Kosten der Kooperationen zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft letztendlich auf den Verbraucher bzw. Steuerzahler umgelegt werden. Bisher werden die Kosten nicht auf den Verursacher, sprich den Landwirt, umgelegt. Den vorbeugenden Kooperationen zur Reduzierung der Nährstoffbelastung der Gewässer stehen technischen Lösungen gegenüber (vgl. Kapitel 5.3). Diese haben, angesichts der umfangreichen Evaluierung der Erfolgskriterien sowie langfristigen Reaktionszeit des Grundwassers, den Vorteil unmittelbarer und messbarer Wirksamkeit. Für die Trinkwasserversorgung ist die technische Aufbereitung zunächst mit hohen Investitionen verbunden, die jedoch transparent sind und dem Nutzen gegenübergestellt werden können.

6 Kosten der Nitratminderung

Das Kapitel 6.1 gibt einen Überblick über die Kosten verschiedener vorsorgender und nachsorgender Maßnahmen. Diese Übersicht spiegelt eine repräsentative Auswahl von Maßnahmen zur Nitratreduzierung wider. Die vorliegenden Daten geben damit einen guten Gesamteindruck über mögliche Kosten der Bereitstellung von sauberem Trinkwasser. Kapitel 7 beschäftigt sich mit der Akzeptanz, Verwaltbarkeit und Durchsetzbarkeit der einzelnen Maßnahmen und mit der Frage, wer die Kosten einer Maßnahme trägt bzw. wer sie tragen sollte. In Kapitel 0 werden die Ergebnisse der vorangegangenen Abschnitte zusammengefasst. Dabei werden ausgewählte Maßnahmen hinsichtlich ihrer Vor- und Nachteile bewertet.

6.1 Maßnahmen: Was kosten sie und was erreichen sie?

Während die Kosten und die Effekte bzgl. der Nitratentfernung bei der End-of-Pipe Technologie gut vorher-sagbar sind, hängen sie bei den vorbeugenden Maßnahmen häufig von verschiedenen Faktoren, wie Boden, Klima oder Betriebsform ab. Im Folgenden werden die Kosten und die Wirksamkeit verschiedener vor- und nachsorgender Maßnahmen vorgestellt.

6.1.1 End of Pipe

Nachdem unter Abschnitt 5.3 die technischen Möglichkeiten zur Reduzierung der Nitratgehalte im Trinkwasser bereits vorgestellt wurden, wird nun versucht, deren Eignung im Hinblick auf Wirksamkeit und Kosten näher zu beleuchten. Es bleibt schon vorab festzuhalten, dass ausgehend von einer individuellen Zielstellung alle genannten Verfahren grundsätzlich geeignet sind, Nitrat aus dem Trinkwasser zu entfernen bzw. die Nitratkonzentration zu vermindern. Festgehalten werden sollte jedoch, dass mit den End of Pipe Methoden zwar Nitrate im Trinkwasser vermindert bzw. entfernt werden können, dass die Ursache der Belastungen jedoch nicht adressiert wird. Es kommt von daher nicht zu einer Verminderung der Belastung in den Gewässern.

Im weiteren Verlauf dieses Abschnitts wird zunächst auf die jeweilige Wirksamkeit der Verfahren eingegangen, um diese untereinander gegenüberzustellen. Im Anschluss erfolgt eine qualitative Betrachtung der einzelnen Kostengrößen zur Verdeutlichung der Abweichungen zwischen den Verfahren. Das ermöglicht einen groben Vergleich der finanziellen Unterschiede zwischen den verschiedenen Alternativen. Im speziellen Anwendungsfall können die für die unterschiedlichen Techniken angegebenen Werte aufgrund spezifischer

Gegebenheiten deutlich abweichen. Vor diesem Hintergrund ist es wenig sinnvoll eine Variante zu priorisieren, da der Grad der Eignung von den spezifischen Zielparametern abhängig ist. Das macht im Einzelfall eine explizite Prüfung der vorhandenen Gegebenheiten notwendig, um die optimale Lösung zu identifizieren.

6.1.1.1 Wirksamkeit

Zur Ermittlung der tatsächlichen Leistungsfähigkeit eines Verfahrens im Hinblick auf das Reduzierungsvermögen der Nitratgehalte ist eine alleinige Betrachtung der Differenz zwischen Rohwasser- und Trinkwasser-gehalt kaum ausreichend. Als wichtige Aspekte müssen die erzielbare Reinwasserausbeute und der damit verbundene Anfall an Abwasser in die Betrachtung einfließen. Ein ebenfalls wichtiges Kriterium sind die anfallenden Konzentrationen an Nährstoffen und eventuellen Prozesschemikalien im Abwasser. Relevant sein kann außerdem, ob neben der Nitratentfernung aus dem Rohwasser weitergehende Aufbereitung stattfindet oder ob sonstige Randbedingungen zu beachten sind.

Allgemein können die zur Verfügung stehenden technischen Verfahren in Nitratabbau- und Nitratabtrennungsprozesse unterteilt werden. Als einzige Methode, die das Nitrat aus dem Wasser abbaut und auch als Rückstand ausschließt, ist die aus der Natur übernommene, technische Aufbereitung der Denitrifikation zu nennen. Alle anderen Alternativen erreichen lediglich eine Isolation des Nitrat-Ions in einem auf verschiedene Weise aufkonzentrierten (Abwasser-) Teilstrom (HELL ET AL. 1998).

Denitrifikation

Neben dem Vorteil des direkten Nitratabbaus hebt sich die Denitrifikation durch sehr hohe Reduktionsraten bei günstigen Nebenbedingungen von den anderen Methoden ab. Das Verfahren produziert keinen hochkonzentrierten Abwasserstrom, der ein Entsorgungsproblem darstellen könnte. Einziges Restprodukt ist ein, bei der Reinigung anfallender, mikrobiologischer Schlamm, welcher aus der im Reaktionsreaktor abgetrennten Biomasse resultiert. Unter günstigen Abnahmebedingungen kann dieser sogar teilweise als organischer Dünger in der Landwirtschaft verwendet werden (OOWV 2006). Die Anwendbarkeit der Methode in der Trinkwasseraufbereitung richtet sich nach der Konstanz der zugeführten Rohwasserkonzentration. Ein kontinuierlicher Prozess kann stattfinden, wenn die Zusammensetzung des Wassers keinen zu deutlichen Schwankungen unterliegt. Das ist durch den verstärkten Mischeffekt meist

bei hohen Nennleistungen gewährleistet. Mangelnde Konstanz im Zulauf erfordert einen entsprechend erhöhten Einsatz bei der Regelung der Chemikalienzufuhr⁵⁶, welche für den Prozessablauf benötigt werden. Eine Denitrifikationsanlage dient ausschließlich der Reduzierung des Nitratgehaltes. Parallele Aufbereitungsziele lassen sich mit ihr nicht verfolgen. Die Anwendung ist daher in Fällen sinnvoll, in denen hohe Durchsatzmengen erreicht werden müssen und in erster Linie ausschließlich die Reduzierung der Nitratgehalte angestrebt wird. Bei kleinen Anlagen entsteht durch schwankende Wasserzusammensetzung im Zulauf oft ein zu hoher Regelungsbedarf. Darunter leidet die Automatisierbarkeit der Methode. (OVERATH 2000, DÖRDELMANN UND STETTER 2005)

Ionenaustausch

Die Wirkung des Ionenaustauschs zur Aufbereitung nitrarmen Trinkwassers muss differenziert betrachtet werden. Der reine Anionenaustausch mittels modifizierter Austauschermembranen kann zwar sehr gute Abbauraten erzielen, findet aber zumindest in Deutschland wegen der stark erhöhten Salzbelastung des anfallenden Abwassers keine praktische Anwendung. Deutlich weniger ökologisch belastend lässt sich das CARIX-Verfahren anwenden, da die Regeneration der Filtereinheiten anstatt mit Kochsalzlösung lediglich über zugeführtes Kohlendioxid erfolgen kann. Die Abbaueffizienz ist zwar entsprechend geringer, kann aber zusammen mit einer angestrebten Enthärtung des Trinkwassers für den Versorger zu ausreichenden Ergebnissen (RÖGELE 2005) führen.⁵⁷ Im anfallenden Abwasser sind lediglich die Salzmengen gelöst, die aus dem Rohwasser während der Aufbereitung entfernt wurden. (HÖLL 2006) Liegt der Grund für den Bau einer Aufbereitungsanlage ausschließlich in überhöhten Nitratwerten, ist das Verfahren nur bedingt empfehlenswert, da die alternativen Techniken diesbezüglich bessere Ergebnisse erzielen.

Nanofiltration und Umkehrosmose

Die Membranfiltrationsverfahren Nanofiltration und Umkehrosmose gelten allgemein als gängige Methoden zur Abtrennung gelöster Inhaltsstoffe aus dem Wasser. Der Nanofiltration wurde die Eignung zur Nitratentfernung in der Vergangenheit eher abgesprochen, da die eingesetzten Membranen lediglich zweiwertige Ionen

zurückhalten und das einwertige Nitrat-Ion daher im Wasser verbleiben würde (LIPP ET AL. 2005). Mittlerweile gibt es aber Lösungen, die aufgrund spezifizierter Membranen auch die sehr effiziente Rückhaltung des Nitrats möglich machen (SCHNEIDER ET AL. 2006). Nachteilig bei beiden Varianten sind die hohen Mengen an anfallendem und aufkonzentriertem Abwasser, die in vielen Fällen mit einem Entsorgungsproblem einhergehen. Entsprechende Anlagen können parallel zur Nitratentfernung auch zur Entsalzung und Enthärtung eingesetzt werden und gewinnen damit bei breiterer Aufbereitungszielsetzung an Interesse.

Elektrodialyse

Bisher selten in großtechnischer Umsetzung aber deshalb nicht weniger geeignet ist die Elektrodialyse. Auch hier sind mittlerweile spezielle Membranen verfügbar, die besonders auf die Behandlung hoher Nitratbelastungen ausgelegt sind. Bisherige Erfahrungen zeigen, dass die erzielten Wirksamkeiten ausreichende Ergebnisse liefern. Mit zunehmender Erfahrung bei vermehrter Anwendung des Verfahrens ist außerdem mit einem Anstieg der Wirkungseffizienz hinsichtlich der Abbauraten von Nitrat zu rechnen.⁵⁸ Dadurch, dass die treibende Kraft des Prozesses nicht der künstlich angelegte Druck, sondern die elektrische Spannung ist, lassen sich sehr gute Reinwasserausbeuten erzielen. Das demzufolge in geringeren Mengen anfallende Abwasser ist zwar ebenfalls mit hoher Nährstofffracht belastet, es gibt aber Versuche, die beispielsweise die Verwendung des Abwassers als Bewässerungswasser für die Landwirtschaft erproben, um einer weiteren Nachbehandlung des Abwasserteilstroms bzw. einer unbehandelten Ableitung aus dem Weg zu gehen. (Hell 1998)

Generell gilt es also bei der Auswahl technischer Lösungen zu untersuchen, in welcher Höhe eine Nitratreduzierung im Trinkwasser angestrebt wird und ob nebenher weitere Aufbereitungsziele, wie beispielsweise die Entsalzung oder die Enthärtung des Wassers, verfolgt werden. Ebenfalls im Vorhinein zu prüfen sind die Möglichkeiten der Abwasserentsorgung. Dabei ist relevant, ob nachgelagerte Verwendungsmöglichkeiten zur Verfügung stehen, eine Direkteinleitung aufgrund günstiger Vorflutverhältnisse in Frage kommt oder ob Nachbehandlungsstufen oder die Entsorgung über die kommunale Abwasserbehandlung notwendig werden.

⁵⁶ Dabei handelt es sich um sehr geringe Mengen, die lediglich für die Prozesssteuerung notwendig sind.

⁵⁷ RÖGELE (2005) verdeutlicht anhand einer konkreten Umsetzung sehr deutlich die Notwendigkeit einer detaillierten Vorprüfung zur Ermittlung der am besten geeigneten Technik.

⁵⁸ Die Elektrodialyse wurde bisher nur in sehr wenigen großtechnischen Anlagen umgesetzt. Übertragbare Erfahrungen und Kenntnisse über die dauerhafte Leistungsfähigkeit der Methode existieren daher kaum.

Die Frage nach dem Umgang mit dem anfallenden Abwasser hat zwar keinen Einfluss auf den eigentlichen Prozess, trägt aber entscheidend zur Zusammensetzung und Höhe der Kosten bei. Die Zusammenhänge zwischen den verschiedenen Einflussgrößen und den Unterschieden zwischen den jeweiligen Verfahren sind in Tabelle 7 zusammenfassend dargestellt.

6.1.1.2 Kosten

Wie beim Betrieb technischer Anlagen üblich, splitten sich die anfallenden Kosten in einen Investitions- und einen Betriebskostenanteil. Beide Größen tragen bei allen betrachteten Verfahren maßgeblich zu den spezifischen Aufbereitungskosten bei. Es gibt jedoch Unterschiede bei der Gewichtung der Faktoren, was insofern interessant sein kann, dass die Abschreibung der Investition nach festgelegter Zeitdauer entfällt und damit die Kosten sinken. Höhere Investitionskosten können in Verbindung mit reduzierten laufenden Kosten also durchaus interessant sein. Wichtig in diesem Zusammenhang ist daher auch, wie verlässlich langfristige Entwicklungen der Nitratgehalte in den betroffenen Rohwasserquellen prognostizierbar sind.

Investitionskosten

Die Höhe der tatsächlichen Investitionskosten ist auf allgemeiner Betrachtungsebene schwer zu beziffern. Das liegt nicht zuletzt daran, dass zu viele nicht pauschalisierbare Einflussfaktoren den finanziellen Aufwand für den Bau einer Anlage beeinflussen und eine

individuelle Prüfung notwendig machen. Gründe dafür können beispielsweise sein, ob vorhandene Infrastruktur für die Planung genutzt werden kann oder zusätzlich errichtet werden muss, oder ob bereits andere Behandlungsstufen existieren. Folgende Aussagen beziehen sich darum nur auf Umsetzungskosten der reinen Anlagenlösung ohne spezielle Randbedingungen. Stellt man die verschiedenen Alternativen gegenüber, ist davon auszugehen, dass bei vergleichbarer Nennleistung die biologische Denitrifikation die günstigste Variante ist (DÖRDELMANN UND STETTER 2005). Bei dieser Aussage muss allerdings beachtet werden, dass Anlagen zur Denitrifikation nur bei sehr hoher Nennleistung konstant betrieben werden können. Dieser Sachverhalt kann es auch sinnvoll machen, die gesamte, ins Netz einzuspeisende, Wassermenge durch die Anlage zu leiten, obwohl anhand der erzielten, sehr geringen Nitratmengen im Reinwasser auch ein Vermischen mit unbehandelten Teilströmen in Frage kommen würde (OVERATH 2000). Teurer im Bau sind die Anlagen, welche die Membranfiltration nutzen. Sowohl Nanofiltration und Umkehrosmose als auch Elektrodialyse sind in vergleichbaren Bereichen anzusiedeln. Zu beachten ist dabei aber, dass diese Verfahren flexibler an die Aufbereitungsmenge anzupassen sind, als es bei der Denitrifikation der Fall ist. Die verschiedenen Verfahren des Ionenaustauschs weisen untereinander bereits deutliche Abweichungen bei der Investition auf. So ist die CARIX-Spezifikation im gesamten Vergleich als teuerste Lösung in der Umsetzung sowie der reine

Tabelle 7: Wirksamkeit technischer Verfahren im Vergleich

	Biologische Denitrifikation	Ionenaustausch (CARIX-Verfahren)	Nanofiltration/ Umkehrosmose	Elektrodialyse
Effizienz Nitrat-entfernung (tlw. geschätzt)	sehr hoch bis 95 %	mäßig 20 bis 50 %	hoch bis 80/90 %	befriedigend 50 bis 75 %
Nitratselektivität	ja	nein	nein	teilweise
sonstige Wirksamkeit	keine	Enthärtung, Teilentsalzung	Teilentsalzung / Vollentsalzung	Teilentsalzung, Chloridentfernung
Abwasseranteil	gering 2 bis 5 %	mäßig ca. 10 %	hoch 10 bis 25 %	gering ca. 5 %
Abwasserbelastung	abgetrennte Biomasse	Aufkonzentration an Salzen und Härtebildern	starke Aufkonzentration sämtlicher gelöster Inhaltstoffe	sehr starke Aufkonzentration elektr. geladener Inhaltstoffe ⁵⁹
Automatisierung / Flexibilität	gering	hoch	hoch	hoch

Quelle: Eigene Zusammenstellung

⁵⁹ Aufkonzentriert werden nur Stoffe – u.a. Nitrat –, die sich elektrisch laden lassen.

Anionenaustausch mit Natriumchlorid als günstigste noch vor der Denitrifikation einzuordnen. Auch diese Methoden sind gegenüber der benötigten Nennleistung gut auslegbar.⁶⁰

Betriebskosten

Die hohen Investitionen für den Bau einer CARIX-Anlage relativieren sich durch den hohen Automatisierungsgrad, der während des Betriebes möglich ist und die Kosten für den Personaleinsatz niedrig hält. Relevante Größen, die zu den laufenden Kosten hinzukommen, sind der Verbrauch an Kohlendioxid, das teilweise aus dem Prozess zurückgewonnen werden kann, sowie Instandhaltungskosten, die wiederum vergleichsweise hoch ausfallen. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass die Seite der Kapitalkosten, welche aus der Investition resultieren, deutlich höher sind als die Betriebskosten. Diese Gegenüberstellung dreht sich bei den Membranverfahren um. Die laufenden Kosten werden dabei zusätzlich durch Membranersatz und notwendige Prozesschemikalien erhöht. Aus dem Prozessablauf resultieren außerdem generell höhere Personalkosten (RÖGELE 2005). Dieser Zusammenhang wirkt bei der Elektrodialyse vermutlich etwas geringer als bei Nanofiltration und Umkehrosmose, da die physikalische Beanspruchung der Bauteile geringer ausfällt. Weiterer wesentlicher Faktor ist bei allen drei Methoden der vergleichsweise hohe Energieverbrauch, resultierend aus der erforderlichen Druckerhöhung bzw. anzulegenden elektrischen Spannung. Abhängig vom Regelungsbedarf zwischen schwankender Rohwasserzusammensetzung und anzupassender Chemikalienzufuhr fällt bei der Denitrifikation der höchste Aufwand im Prozess an. Daraus folgende erhöhte Personalkosten und Aufwand für die benötigten Zusatzstoffe machen auch bei diesem Verfahren den größeren Anteil gegenüber den Investitionskosten aus. (DÖRDELMANN & STETTER 2005)

Entsorgung des Abwassers

Weiterer, unter Umständen dominanter Kostenfaktor kann, abgesehen von der Denitrifikation, die Entsorgung des Abwassers sein. Im Einzelfall muss geprüft werden, ob eine Direkteinleitung in den Vorfluter genehmigungsfähig ist. Abhängig ist dies von der (Nährstoff-) Aufnahmekapazität des Gewässers sowie der Stofffracht im Abwasser und der anfallenden Menge.

Ist diese Möglichkeit gegeben, dürfte sie in aller Regel auch die günstigste Alternative zur Abwasserentsorgung darstellen. Fällt sie aus, muss geprüft werden, auf welchem Weg die Entsorgung am günstigsten erfolgen kann. Prinzipiell ist es dabei möglich, das anfallende Konzentrat einer weiteren (Nach-) Behandlung zu unterziehen. In der Regel sind diese Aufbereitungsstufen effizienter zu betreiben, da die Stoffkonzentration im Abwasser um ein Vielfaches höher liegt als im vorher betrachteten Rohwasser. Hinzu kommt, dass die Aufbereitungsmengen wesentlich geringer sind und die Anlagengröße damit entsprechend reduziert werden kann. Kostengünstige Alternative kann auch die Weiterverwendung des abgetrennten Wasserkonzentrats in der Landwirtschaft zur Bewässerung sein. Ohne fundierte Erkenntnisse geht man bisher davon aus, dass die Verwendung nach Vermischen mit normalem Bewässerungswasser ökologisch unbedenklich ist (HELL ET AL. 1998). Probleme dürften dabei jedoch bei der Abnahme der Abwässer auftreten, da nicht davon auszugehen ist, dass die Abnahme durch landwirtschaftliche Verbraucher kontinuierlich verläuft, sondern nur entsprechend des Bedarfs nach Vegetationsperioden. Scheiden alle Varianten aus, bleibt nur die Einleitung und Behandlung im öffentlichen Abwassersystem. Die Kosten dafür sind in der Regel nicht unerheblich und können von Fall zu Fall das Dreifache der sonstigen Aufbereitungskosten erreichen (LIPP 2004). Daraus wird ersichtlich, dass der letztendliche Umgang mit dem Abwasser frühzeitig in Planung und Konzeption einfließen muss, um eine optimale Kosteneffizienz zu erreichen.

Kostenspannweiten

Auch wenn es schwer fällt, konkrete Größen für die anfallenden Kosten aus den einzelnen Verfahren anzugeben, wird im Folgenden versucht, die Erfahrungswerte aus bisher realisierten Anlagen aufzuzeigen.⁶¹ Die größte Spannweite nimmt die Umkehrosmose ein, die sich zwischen 0,35 und 1,00 €/m³ spezifische Aufbereitungskosten bewegt. Durch die sehr gute Aufbereitungswirksamkeit kann die tatsächliche Trinkwassermenge jedoch durch Vermischen mit unbehandeltem Rohwasser deutlich erhöht werden, wodurch sich auch die vergleichsweise schlechte Reinwasserausbeute des Prozesses relativiert. Die technisch sehr ähnliche Nano-

⁶⁰ Informationen über Investitionskosten der verschiedenen Verfahren werden aus folgenden Quellen ersichtlich: SCHNEIDER ET AL. (2006), DÖRDELMANN UND STETTER (2005), RÖGELE (2004).

⁶¹ Die aufgeführten Kostenwerte wurden aus verschiedenen vergleichenden, aber auch einzelfallbezogenen Betrachtungen zusammengestellt: LIPP ET AL. (2005), RAUTENBACH (1986), RÖGELE (2005), SCHNEIDER AT AL. (2006), WEIGELT (2002) zitiert nach ROHMANN & SONTHEIMER (1985).

filtration ist im Vergleich teilweise deutlich günstiger. Sie liegt im Bereich zwischen 0,17 und 0,50 €/m³. Ein Grund ist dabei der geringere Energieverbrauch infolge des niedrigeren Betriebsdrucks des Verfahrens. Deutlich zu beobachten ist bei beiden Methoden der druckgetriebenen Membranfiltration, ein Sinken der Kosten mit steigender Zahl großtechnischer Umsetzungen, Erfahrungsgewinnen und Fortschritten bei der Beständigkeit der Anlagenelemente. Die unteren Grenzen der genannten Preisspannen weisen daher höheres Orientierungsgewicht auf. Eine ähnliche Preisentwicklung steht bei der Elektrodialyse aufgrund nur sehr vereinzelter Praxiserfahrungen noch aus. Potential beinhaltet dort zusätzlich der Vorteil der sehr geringen Abwassermengen in Verbindung mit guter Reinwasserausbeute. Im Moment sind die Kosten der Elektrodialyse in einem Fenster von 0,18 bis 0,40 €/m³ Reinwasser einzuordnen, wobei anzumerken ist, dass auch die Effizienz der Technik noch Verbesserungspotential besitzt. Bei ausreichender Anlagengröße kann die Denitrifikation die kostenwirksamste Aufbereitung erreichen, dieser Effekt nimmt aber mit sinkendem Anlagendurchsatz deutlich ab. Das führt zu einem Kostenbereich mit vergleichsweise großer Spanne zwischen 0,15 und 0,75 €/m³. Der Ionenaustausch bewegt sich finanziell schließlich in einem Bereich von 0,20 bis 0,50 €/m³, wobei beachtet werden muss, dass bei einer Anwendung meist mehrere Aufbereitungsziele parallel verfolgt werden, auf welche sich die anfallenden Kosten verteilen. Für eine Nitratbehandlung allein ist das Verfahren, vor allem in der Betriebsart nach dem CARIX-Verfahren, zu wenig wirksam, bei mehrdimensionaler Zielstellung aber durchaus interessant. Abbildung 15 visualisiert die spezifischen Aufbereitungskosten, die bei der Nitratentfernung mit den entsprechenden Methoden anfallen.

6.1.2 Vorbeugende Maßnahmen im Bereich der Landwirtschaft

Nachdem in Kapitel 3.1.3 bereits zahlreiche der hier dargestellten Maßnahmen vorgestellt wurden, soll in diesem Kapitel eine Bewertung dieser Maßnahmen hinsichtlich ihrer Kosteneffizienz vorgenommen werden. Während einzelne Maßnahmen in der nachfolgenden Analyse für sich betrachtet werden, werden andere zu Maßnahmenbündeln/-gruppen zusammengefasst, um die Übersichtlichkeit dieser Studie zu wahren, auch wenn dadurch Informationen aggregiert werden müssen und Detailinformationen verloren gehen. Die Bewertungskategorien für die Maßnahmen bzw. Maßnahmenbündel unterteilen sich in Reduktionspotential und Kosten pro Hektar bzw. reduziertes Kilogramm Stickstoff⁶².

Die Problematik der Kostenermittlung

Die Ermittlung der Kosten bemisst sich nach den Ertragseinbußen oder Mehraufwendungen gegenüber einer ordnungsgemäßen land- und forstwirtschaftlichen Nutzung. Die Kostenermittlung für einzelne Maßnahmen gestaltet sich schwierig, da verschiedene Faktoren berücksichtigt werden müssen. Beispielsweise beeinflussen der Bodentyp, die Bodennutzung, die Betriebsform aber auch die klimatischen Bedingungen die Wirksamkeit einer Maßnahme erheblich. Das hat zur Folge, dass die spezifischen Kosten pro reduziertes Kilogramm Stickstoff (N) bzw. Nitrat (NO₃) erheblich schwanken können und sich ein und dieselbe Maßnahme unter manchen Gegebenheiten als wirksam erweist und unter anderen nicht. Deshalb ergibt sich aus den verschiedenen einzelfallbezogenen Kosten nahezu immer eine Kostenspanne für eine Maßnahme oder Maßnahmengruppe.

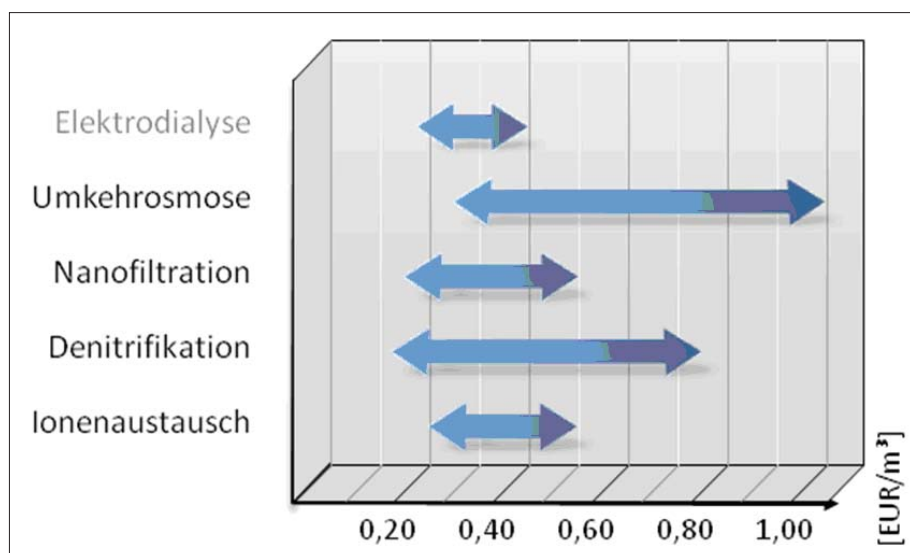


Abbildung 15:
Kostenvergleich zwischen den End-of-Pipe Techniken
Quelle: Eigene Zusammenstellung

⁶² Dabei wird je nach Literaturquelle zwischen N-Saldo (N-Überschuss), N_{min}-Werten, N-Fracht, N-Eintrag oder Gesamtstickstoff (N_{Ges}) unterschieden.

Zur Untersuchung der finanziellen Auswirkungen dieser Maßnahmen wurden vor allem drei Literaturquellen herangezogen. Es handelt sich um die Studie der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL): „Kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen nach Wasserrahmenrichtlinie zur Nitratreduktion in der Landwirtschaft“ von OSTERBURG ET AL. (2007), die Studie „Maßnahmenkatalog – Beitrag zum Maßnahmenkatalog gem. WRG § 55e (3) – Bereich diffuse Einträge aus der Landwirtschaft“ vom BUNDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT ÖSTERREICH (BAW) UND WPA BERATENDE INGENIEURE (WPA) (2007B)⁶³ sowie um die Untersuchung von SCHULTHEIß ET AL. (2003): „Effects of water protection measures on the profitability of farms“. Da die Ermittlung der Kosten auf den Ertragseinbußen der Landwirtschaft aufbaut, sind in der Regel nur die Kosten, welche bei den Landwirten anfallen, bzw. die Kosten der Ausgleichszahlungen erfasst. Weitere Kosten, die bspw. bei der Aushandlung, Überwachung und Kontrolle der Umsetzung der Maßnahmen anfallen, sind häufig nicht berücksichtigt.

6.1.2.1 Nutzungsänderungen von landwirtschaftlichen Flächen

Unter Nutzungsänderungen von landwirtschaftlichen Flächen werden in diesem Projekt die Umwandlung von Ackerland in Grünland, die Stilllegung von Ackerflächen mit gezielter Begrünung, die Stilllegung von Ackerflächen mit Selbstbegrünung und die Schaffung von Gewässerrandstreifen verstanden.

Umwandlung von Ackerland in Grünland

Die Umwandlung von Ackerland in Grünland⁶⁴ führt bei den Landwirten zu Einnahmeverlusten, da nicht nur Einnahmeausfälle entstehen, sondern auch zusätzliche Kosten bei der Bewirtschaftung des Grünlandes (SCHULTHEIß ET AL. 2003). Grünland unterscheidet sich vom Ackerland dahingehend, dass keine Bodenbearbeitung stattfindet und der Boden ganzjährig mit überwiegend langlebigen Pflanzenarten bedeckt ist. Damit unterscheidet sich der Nährstoffhaushalt des Grünlandes stark vom Nährstoffhaushalt des Ackerlandes (Frede und Dabbert 1998). In verschiedenen Kooperationen zwischen Landwirten und Wasserversorgungsunternehmen kommt diese Maßnahme zur Anwendung. Die Ausgleichszahlungen (Kosten)⁶⁵ werden dabei auf 370 bis 600 € je Hektar und Jahr,⁶⁶ beziffert. Bei einem Minderungspotential von 30 bis 80 kg N/ha für den N-Saldo und 30 bis 70 kg N/ha für die N-Fracht und den Herbst-N_{min} Wert ergeben sich Kosten pro reduziertes kg Stickstoff von ca. 4,60 € bis 20,00 € (OSTERBURG ET AL. 2007). Besonders sinnvoll ist die Umwandlung von Ackerland in Grünland im Bereich des Futteranbaus, da der anfallende Grünschnitt zur Tierfütterung verwendet werden kann und damit ebenso wenig auf dem Feld verbleibt wie die in ihm gebundenen Nährstoffe. Insgesamt besitzt diese Maßnahme ein sehr hohes Minderungspotential, insbesondere mit Wirkung auf das Grundwasser (JEDLITSCHKA UND SCHMEDTJA 2006). Auch die Studien von BAW UND WPA (2007A, 2007B), die im Rahmen der Maßnahmenkatalogerstellung in Österreich, erarbeitet

Tabelle 8: Definition der Bewertungskategorien

N-Saldo:	Der N-Saldo ergibt sich aus der Differenz zwischen Nährstoffzufuhr und Nährstoffverbrauch bzw. Nährstoffabfuhr.
N_{min}-Wert:	Dieser Wert drückt den pflanzenverfügbaren Stickstoffgehalt im Boden aus und wird in der Regel vor der Winterperiode bzw. Frühjahrsperiode ermittelt.
N-Fracht:	Bezeichnet die Menge Stickstoff (N), die mit dem Sickerwasser aus dem Boden ausgewaschen wird. Aufgrund von Denitrifikationsvorgängen muss dieser Wert nicht identisch sein mit dem Eintrag in das Grundwasser.
N_{Ges}:	Bezeichnet die Summe aller Stickstoffverbindungen einer Probe.
N-Eintrag:	Dieser Wert drückt den Anteil an Stickstoff (N) aus der in die Gewässerkörper ausgewaschen wird.

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

⁶³ Ein direkter Vergleich der Studien von sowohl OSTERBURG ET AL. (2007) und BAW UND WPA (2007B) als auch anderen Veröffentlichungen ist jedoch schwierig, da OSTERBURG ET AL. (2007) die Kosten pro reduziertes kg N berechnet, während BAW UND WPA (2007B) die Kosten für reduzierte Prozentpunkte gegenüber dem Ausgangszustand berechnet. Außerdem wurden unterschiedliche Determinanten gewählt.

⁶⁴ Feldgrasbewirtschaftung mehr als vier Jahre.

⁶⁵ Die Ausgleichszahlungen werden in der Regel durch den Wasserversorger oder durch das Bundesland getragen. Da die Ausgleichszahlungen die Einnahmeausfälle und Mehraufwendungen der Landwirte decken sollen, können diese mit den Kosten der Maßnahme gleichgesetzt werden.

⁶⁶ Wenn nicht anders beschrieben, beziehen sich die hier verwendeten Kosten und das Potential immer auf ein Jahr.

wurden, bescheinigen der Umwandlung von Ackerland in Grünland eine sehr hohe Wirksamkeit. Es wird davon ausgegangen, dass sich mit dieser Maßnahme 75-100 Prozent⁶⁷ der Ausgangsemissionen vermindern lassen. Die Kosten werden mit mehr als 300 € pro Jahr und Hektar angegeben. Für die Kosteneffizienz bedeutet dies, dass eine Reduktion um einen Prozentpunkt N_{Ges} gegenüber dem Ausgangszustand ca. fünf bis 15 € kostet, dies entspricht in der Studie einer „hohen Kosteneffizienz“. Weitere positive Effekte hat eine Umwandlung von Ackerland in Grünland auch auf den Landschafts- und Naturschutz, sowie auf den Bodenschutz. Welche Zukunft die Umwandlung von Ackerland in Grünland aber auch die Flächenstilllegung haben werden ist jedoch ungewiss, da es durch die Beendigung der verpflichtenden Flächenstilllegung und durch steigende Agrarpreise für den Landwirt zunehmend unattraktiv wird, Ackerland in Grünland umzuwandeln bzw. Flächen stillzulegen. Die Attraktivität könnte nur durch stark erhöhte Ausgleichszahlungen erhalten werden.

Flächenstilllegung

Bei der Stilllegung von Flächen kann unterschieden werden zwischen Stilllegung mit aktiver Begrünung und ohne aktive Begrünung. Die aktive Begrünung ist zu bevorzugen, da ein zeitnaher geschlossener Pflanzenbestand die Auswaschung des Rest-Stickstoffs nahezu verhindert (FREDE UND DABBERT 1998). Kann keine Selbstbegrünung stattfinden, muss der Landwirt begrünen. Das Potential dieser Maßnahmen wird vom Landwirtschaftsministerium Bayern mit „groß“⁶⁸ für aktive Begrünung, bzw. „gering“ für Selbstbegrünung angegeben (JEDLITSCHKA UND SCHMEDTJA 2006). Damit liegt die Wirkung unterhalb der Maßnahme „Umwandlung von Ackerland in Grünland“. Die Kosten für eine ein- bis dreijährige Brache mit leguminosenfreier Begrünung ohne Herbstumbruch liegen zwischen 90 und 350 € pro Hektar, wobei die maximale Entschädigung steigt, je länger die Brache angelegt ist.

⁶⁷ Die Wirkung wird bei BAW UND WPA (2007) unterteilt in 0-25 % = niedrige Wirkung, >25-50 % mäßige Wirkung, >50-75 % = hohe Wirkung und >75-100 % = sehr hohe Wirkung. Die Kosten einzelner Maßnahmen werden kategorisiert nach 0-100 €/ha und Jahr = niedrige Kosten, >100-200 €/ha und Jahr = mäßige Kosten, >200-300 €/ha und Jahr = hohe Kosten und >300 €/ha und Jahr = sehr hohe Kosten. Die Kosteneffizienz differenziert sich nach >45 €/Prozentpunkt = niedrige Kosteneffizienz, >15-45 €/Prozentpunkt = mäßige Kosteneffizienz, >5-15 €/Prozentpunkt = hohe Kosteneffizienz und 0-5 €/Prozentpunkt = sehr hohe Kosteneffizienz.

⁶⁸ Für das Potential werden die Kategorien sehr groß, groß, gering und keine nennenswerte Wirkung angegeben.

Das Minderungspotential liegt laut OSTERBURG ET AL. (2007) für den N-Saldo zwischen 40 und 80 kg N pro Hektar, für den Herbst- N_{min} und die N-Fracht wird ein Potential von 30 bis 80 kg angenommen, wobei das Potential steigt, je länger die Brache angelegt ist. Die Kosten liegen damit zwischen ca. ein und neun Euro pro reduziertes Kilogramm Stickstoff. BAW UND WPA (2007B) stufen die Wirkung der Maßnahmen Stilllegung und Anlage bzw. Erhalt einer Grünbrache als sehr hoch ein, die Kosten werden mit mehr als 300 € pro Hektar angegeben (BAW UND WPA 2007B). Die Kosteneffizienz wird ebenfalls mit sehr hoch angegeben, das bedeutet sie liegt zwischen null und fünf Euro pro reduzierten Prozentpunkt.⁶⁹ Durch die geringere Bodenbearbeitung ergeben sich neben der Stickstoffreduzierung weitere positive Effekte bezüglich des Bodenschutzes, des Natur- und Landschaftschutzes und des Klimaschutzes (OSTERBURG ET AL. 2007). Seit 1993 war es möglich, auf Stilllegungsflächen Energie- oder Futterpflanzen anzubauen. Die Europäische Kommission hat im Anbaujahr 2007/2008 zudem die obligatorische Flächenstilllegung ausgesetzt. Es gilt als sehr wahrscheinlich, dass die Flächenstilllegung auch in den kommenden Jahren aufgehoben wird.

Gewässerrandstreifen

Die letzte betrachtete Nutzungsänderung ist die Anlage von Gewässerrandstreifen. Gewässerrandstreifen werden, wie der Name schon sagt, entlang von Gewässern angelegt, um Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer zu vermeiden. Die Grundwasserschutzwirkung steht bei der Umsetzung dieser Maßnahme eher im Hintergrund, obwohl die Bewirtschaftungsform des Gewässerrandstreifens ähnlich der des Grünlands ist und damit auch die Wirkungen vergleichbar sind. Die Grundwasserschutzwirkung ist lediglich ein Nebenprodukt des Gewässerrandstreifens. Während die Potentiale zur Verringerung von Phosphor- und Pestizideinträgen und der Einfluss auf den Landschafts- und Naturschutz in allen Studien als sehr hoch eingestuft werden, ist die Wirkung bezüglich Stickstoffverringerungen umstritten (LANGE ET AL. 2006; BAW UND WPA 2007B). Die Studien, in denen der Einfluss auf den N-Überschuss oder die N-Auswaschung als gering eingestuft werden, machen keine Aussage zur Kosteneffizienz dieser Maßnahme. Die Kosten pro Hektar und Jahr beziffern OSTERBURG ET AL. (2007) und SCHULTHEISS (2003) auf maximal 800 € bzw. 95 bis

⁶⁹ Im Folgenden werden die Wirksamkeit und die Kosteneffizienz mit einem Zeithorizont bis 2015 betrachtet, da sich die Wirkung mit Blick auf 2027 teilweise anders darstellt.

651 €. BAW UND WPA (2007A) messen den Gewässerrandstreifen jedoch eine sehr hohe Wirksamkeit bei, da die Art der Bewirtschaftung, wie oben erwähnt, einen Vergleich mit Grünland zulässt. Daraus kann geschlussfolgert werden, dass in den anderen Studien lediglich die Wirkungen des primären Ziels von Gewässerrandstreifen, die Minderung des Eintrags von Nährstoffen und Pestiziden in Oberflächengewässer, betrachtet und die Nebenwirkung vernachlässigt wurde. BAW UND WPA (2007B) kommen zu dem Ergebnis, dass diese Maßnahme auch auf den Grundwasserschutz eine sehr hohe Wirkung besitzt. Die Kosten pro Hektar werden mit null bis 100 € pro Jahr angegeben, damit ergibt sich eine Kostenwirksamkeit von null bis fünf Euro pro Prozentpunkt. Die Kostenspannweite pro Hektar unterscheidet sich damit wie bei BAW UND WPA (2007B) erheblich von der von Osterburg ET AL. (2007) und SCHULTHEIß ET AL. (2003), eine Erklärung dafür geht aus den Studien nicht hervor.

Fazit

Sowohl innerhalb der Maßnahmengruppe „Nutzungsänderungen von landwirtschaftlichen Flächen“, als auch innerhalb der gesamten untersuchten Maßnahmen besitzen die Maßnahmen Umwandlung von Ackerland in Grünland und Flächenstilllegung die höchsten Stickstoffminderungspotentiale, welche bezogen auf den N-Saldo lediglich von der ökologischen Landwirtschaft übertroffen werden. Zudem weist die Stilllegung von Flächen im Gegensatz zur Maßnahme Umwandlung von Ackerland in Grünland eine sehr hohe Kostenwirksamkeit (Kosten pro reduziertem Kilogramm Stickstoff). Bezüglich der Kostenwirksamkeit und des Minderungspotentials von Gewässerrandstreifen gibt es in der Fachliteratur unterschiedliche Meinungen, so dass sich eine Einordnung nur schwer vornehmen lässt. Welche Rolle die Umwandlung von Ackerland in Grünland sowie die Flächenstilllegung zukünftig spielen werden, ist angesichts der Beendigung der verpflichtenden Flächenstilllegung und mit Hinblick auf steigende Agrarpreise fraglich. Einiges deutet darauf hin, dass diese Maßnahmen zukünftig nur noch eine geringe Rolle spielen werden (siehe hierzu auch Kapitel 7).

Tabelle 9: Kosten-Wirksamkeit der Maßnahmen zur Nutzungsänderung von landwirtschaftlichen Flächen

Maßnahme: Nutzungsänderungen von landwirtschaftlichen Flächen	Veröffentlichung	Determinanten	Minderungspotenzial (kg N/ha bzw. N-Emissionsreduktion ggü. Ausgangswert in %)			Kosten pro ha und Jahr (Entgelt pro ha und Jahr)			Kostenwirksamkeit €/kg N bzw. €/Prozentpunkt N		
			min.	Ø	max.	min.	Ø	max.	min.	Ø	max.
Umwandlung von Ackerland in Grünland	OSTERBURG ET AL. (2007)	N-Saldo	30	50	80	370	400	600	4,6	8,0	20,0
		Herbst-N _{min}	30	50	70				5,3	8,0	20,0
		N-Fracht	30	50	70				5,3	8,0	20,0
	BAW UND WPA (2007B)	N _{Ges}	>75%		100%	>300			> 5,0		15,0
	SCHULTHEIß ET AL. (2003)				20	5		780	0,25		39,0
Stilllegung von Flächen	OSTERBURG ET AL. (2007)	N-Saldo	40	60	80	90		350	1,1		8,8
		Herbst-N _{min}	30		80				1,5		8,8
		N-Fracht	30		80				1,5		8,8
	BAW UND WPA (2007B)	N _{Ges}	>75%		100%	>300			0,0		5,0
Gewässerrandstreifen	OSTERBURG ET AL. (2007)	N-Saldo						800			
		Herbst-N _{min}									
		N-Fracht									
	BAW UND WPA (2007B)	N _{Ges}	>75%		100%	0		100	0,0		5,0
	SCHULTHEIß ET AL. (2003)		10		20	96		651	8,8		60,3

6.1.2.2 Begrünung von Ackerflächen

Unter diese Maßnahmengruppe fallen verschiedene Einzelmaßnahmen, genauer betrachtet werden sollen im Folgenden der Zwischenfruchtanbau mit frühem und spätem Umbruch⁷⁰ und die Untersaaten.

Zwischenfruchtanbau

Zwischenfruchtanbau bedeutet, dass zwischen den Hauptfrüchten das Ackerland nicht brach liegt sondern weitere Früchte angebaut werden, damit der Boden nahezu ganzjährig bedeckt ist. Unterschieden werden kann zwischen Sommer- und Winterzwischenfrüchten. Ziel des Zwischenfruchtanbaus ist es vor allem den $N_{\min}$ -Gehalt im Boden vor Beginn der Sickerwasserperiode zu reduzieren. (OOWV ET AL. 2006). Darüber hinaus schützen Zwischenfrüchte den Boden vor Erosion, können die Bodenstruktur verbessern und haben damit einen positiven Einfluss auf den Naturschutz. Je nach Düngeintensität lässt sich nach VETTER UND STEFFENS (1983) die N-Auswaschung um 40 bis 70 kg N/ha verringern. OSTERBURG ET AL. (2007) beziffern die Reduzierung des Herbst- $N_{\min}$ Wertes auf 20 bis 60 kg N/ha. Die N-Fracht lässt sich durch den Zwischenfruchtanbau um 15 bis 50 kg N/ha reduzieren, wobei der Erfolg bei einem späten Umbruch größer ist als bei einem frühen (OSTERBURG ET AL. 2007). Der N-Saldo verändert sich bei dieser Maßnahme nur, wenn die Zwischenfrüchte zur Futternutzung verwendet werden⁷¹ und wird mit null bis 40 kg N/ha angegeben. Der Grad der Wirksamkeit dieser Maßnahme hängt zudem von der Auswahl der Pflanzenarten und des Boden-Klima-Raums ab. In den Kooperationsverträgen werden für den Zwischenfruchtanbau zwischen 40 und 120 € Ausgleichszahlungen pro Hektar gezahlt. Daraus ergibt sich eine Kostenspanne für den Herbst- $N_{\min}$ Wert und die N-Fracht zwischen 0,70 € und 6,7 € pro kg N (OSTERBURG ET AL. 2007). Auf eine Kostenbetrachtung des N-Saldos soll an dieser Stelle verzichtet werden, da bei einem Minderungspotential von null die Kosten theoretisch bei unendlich liegen würden. Die Kosten von OSTERBURG ET AL. (2007) decken sich in etwa mit denen die SCHULTHEIß (2003) ermittelt hat, er beziffert die Kosten auf ca. 3,88 € pro kg N und Hektar. JACOBSEN ET AL. (2005) beziffern die

Kosten auf 2,10 pro kg N und Hektar. Auch BAW UND WPA (2007B) gehen von verhältnismäßig geringen Kosten aus und beziffern die Kostenwirksamkeit je nach Standort und Begrünungszeitraum als mäßig bis sehr hoch. Insbesondere bei kurzen Begrünungszeiträumen nimmt die Kostenwirksamkeit stark ab. (BAW UND WPA 2007).

Untersaaten

Eine weitere Möglichkeit zur Reduzierung des Herbst- $N_{\min}$ Wertes und der N-Fracht bilden die Untersaaten. Untersaaten werden, im Gegensatz zu den Zwischenfrüchten, nicht nach der Ernte der Hauptfrucht sondern zeitgleich oder während der Wachstumsphase ausgesät, wodurch bereits zur Ernte der Hauptfrucht eine Bodenbedeckung gewährleistet ist. Untersaaten haben dadurch den Nachteil, dass es bei geringen Niederschlägen zur Wasserkonkurrenz der Untersaaten mit der Hauptfrucht kommen kann, was die Ertragskraft stark reduziert. Das Reduktionspotential bezogen auf den $N_{\min}$ -Wert wird in unterschiedlichen Literaturquellen auf etwa 10 bis 40 kg N/ha geschätzt, bei der N-Fracht wird von einem Reduktionspotential von fünf bis 20 kg N/ha ausgegangen (OOWV 2006, OSTERBURG ET AL. 2007). Bei Kosten von 50 € bis 125 € pro Hektar ergibt sich eine Kostenwirksamkeit von 1,30 € bis 25,00 € pro kg N. SCHULTHEIß ET AL. (2003) beziffert die Kosten für die Landwirte auf 2,20 € pro kg N und Hektar und liegt damit am unteren Ende der Spanne von OSTERBURG ET AL. (2007). Auf eine ähnliche Kostenwirksamkeit wie SCHULTHEIß ET AL. (2003) kommen BAW UND WPA (2007B), sie beziffern die Kosten pro gesenkten Prozentpunkt gegenüber dem Ausgangszustand auf null bis fünf Euro. Dabei wird von einer hohen Wirkung und Kosten zwischen null und 100 € pro Hektar ausgegangen. Ähnlich wie Zwischenfrüchte haben Untersaaten einen positiven Einfluss auf den Natur- bzw. Landschaftsschutz, sowie auf den Bodenschutz (OSTERBURG ET AL. 2007).

⁷⁰ Im Folgenden werden diese beiden Maßnahmen als eine Maßnahme betrachtet.

⁷¹ Da Nährstoffe, die in den Zwischenfrüchten enthalten sind, nicht auf dem Feld verbleiben und damit entzogen werden.

Tabelle 10: Kosten-Wirksamkeit der Maßnahmen zur Begrünung von Ackerflächen

Maßnahme: Begrünung von Acker- flächen	Veröffentli- chung	Determi- nanten	Minderungspotenzial (kg N/ha bzw. N-Emis- sionsreduktion ggü. Ausgangswert in %)			Kosten pro ha und Jahr (Entgelt pro ha und Jahr)			Kostenwirksamkeit €/kg N bzw. €/%punkt N		
			min.	Ø	max.	min.	Ø	max.	min.	Ø	max.
Zwischen- fruchtanbau	OSTERBURG ET AL. (2007)	N-Saldo	0	20	40	40		120	1,0		120,0 ¹⁾
		Herbst-N _{min}	20		60				0,7		5,0
		N-Fracht	15		50				0,8		6,7
	BAW UND WPA (2007B)	N _{Ges} (kurzfristige Wirkung)	0%		75%	>200		300	0,0		45,0
		N _{Ges} (langfristige Wirkung)	0%		25%	>200		300	>5,0		>45,0
	SCHULTHEIß ET AL. (2003)		10		20					3,88	
	JACOBSEN ET AL. (2005)	N-Fracht								2,1	
Untersaat	OSTERBURG ET AL. (2007)	N-Saldo	0		15	50	80	125	3,3		15 ¹⁾
		Herbst-N _{min}	10	20	40				1,3	4,0	12,5
		N-Fracht	5	10	20				2,5	8,0	25,0
	BAW UND WPA (2007B)	N _{Ges} (kurzfristige Wirkung)	>50%		75%	0		100	0,0		5,0
		N _{Ges} (langfristige Wirkung)	>25%		75%	0		100	0,0		45,0
	SCHULTHEIß ET AL. (2003)		10		20					2,2	

¹⁾ Dieser Wert ist in seiner Aussagekraft begrenzt, da zur Berechnung die Annahme getroffen wurde, dass das Reduktionspotential bei mindestens einem kg liegt.

Fazit

Nach BAW UND WPA (2007B) liegt das Minderungspotential des *Zwischenfruchtanbaus* leicht unterhalb bzw. gleich auf mit dem Minderungspotential der *Untersaaten*. Auch hier liegen jedoch die Experteneinschätzungen auseinander: so schätzen OSTERBURG ET AL. (2007) die Wirkung des *Zwischenfruchtanbaus* etwas höher ein als die der *Untersaaten*. Insgesamt liegt das Minderungspotential beider Maßnahmengruppen unterhalb des Minderungspotentials der Maßnahmen *Umwandlung von Ackerland in Grünland und Flächenstilllegung*. Die Kostenwirksamkeit, d.h. die Kosten pro reduziertem Kilogramm Stickstoff, von *Zwischenfruchtanbau* und *Untersaaten* kann insgesamt als sehr hoch eingestuft werden und ist vergleichbar mit der Maßnahme *Stilllegung von Flächen*.

6.1.2.3 Bodenbearbeitung

Unter die Kategorie Bodenbearbeitung fallen Maßnahmen, die darauf abzielen, die Intensität der Bodenbearbeitung zu reduzieren. Ziel ist es vor allem, ein stabileres Bodengefüge zu erreichen und gleichzeitig den Erosionsschutz zu erhöhen, darüber hinaus haben diese Maßnahmen einen positiven Einfluss auf die Stickstoffreduzierung. Im folgenden sollen die Maßnahmen Direktsaat, reduzierte Bodenbearbeitung nach Raps, Verzicht auf Bodenbearbeitung bis Mitte November nach der Getreideernte vor Sommerung und Verzicht auf Bodenbearbeitung nach Mais bei nachfolgendem Anbau einer Sommerung in Bezug auf die N-Reduzierung betrachtet werden. Die drei zuletzt genannten werden in einer Gruppe zusammengefasst. Dies führt zwar zu Informationsverlusten,⁷² erhöht aber die Übersichtlichkeit der Studie.

⁷² Da sowohl die Höhe des Entgeltes als auch das N-Minderungspotential der Einzelmaßnahmen von Maßnahme zu Maßnahme schwankt.

Direktsaat

Bei der Direktsaat findet die Feldbestellung, wenn man von der Anlage von Säschlitzen absieht, ohne jegliche Feldbearbeitung statt (FREDE UND DABBERT 1998). Für die Direktsaat ist die Anschaffung geeigneter Maschinen notwendig. Diese Technik kann die Kosten gegenüber der herkömmlichen Pflugtechnik jedoch um 30-50 Prozent senken, so dass sich die Investitionen bei ausreichend großer Fläche in kurzer Zeit amortisieren. In Deutschland werden für die Direktsaat Ausgleichszahlungen zwischen 40 und 200 € pro Hektar geleistet. Bei einem Minderungspotential von null bis zehn kg N/ha für den N-Saldo, bzw. null bis 20 kg N/ha für den Herbst-N_{min} Wert und die N-Fracht kostet die Reduzierung eines kg N unter besten Voraussetzungen vier Euro bzw. zwei Euro (OSTERBURG ET AL. 2007). Die Durchschnittliche Kostenwirksamkeit wird mit 16 € bzw. acht Euro angegeben.⁷³ Die Wirksamkeit der Maßnahme Direktsaat nach Winterbegrünung wurde auch für den österreichischen Maßnahmenkatalog untersucht. Dabei ergibt sich, bei einem sehr hohen Reduktionspotential⁷⁴ und Kosten zwischen 200 und 300 €, eine sehr hohe Kosteneffizienz (BAW UND WPA 2007B). Durch reduzierte Bodenbearbeitung ergeben sich ebenso positive Nebeneffekte beim Bodenschutz und beim Natur- und Landschaftsschutz (OSTERBURG ET AL. 2007).

Verminderte Bodenbearbeitung

Bei der zusammengefassten Gruppe von Maßnahmen handelt es sich um Maßnahmen bei denen die Intensität bzw. Häufigkeit der Bodenbearbeitung vermindert wird. Für die einzelnen Maßnahmen erhält der Landwirt ein Entgelt zwischen 20 und 60 €. Das Minderungspotential liegt für den N-Saldo zwischen null und 20 kg N/ha, für den Herbst-N_{min} Wert zwischen null und 40 kg N/ha und für die N-Fracht zwischen null und 30 kg N/ha. Auf Grundlage dieses Datenmaterials ergäbe sich bestenfalls eine Kostenwirksamkeit von 1,3 €/kg N beim N-Saldo, 0,6 €/kg N beim Herbst-N_{min} Wert und 0,8 €/kg N bei der N-Fracht (OSTERBURG ET AL. 2007). Im Durchschnitt ist davon auszugehen, dass je nach Maßnahme die Reduzierung von einem kg beim N-Saldo zwischen vier und sechs Euro und beim Herbst-N_{min} Wert bzw. der N-Fracht zwischen 2,5 und vier Euro kostet.⁷⁵ Der positive Zusatznutzen der reduzierten Bodenbearbeitung auf den Bodenschutz und den Naturschutz fällt geringer aus als der Zusatznutzen bei der Direktsaat (OSTERBURG ET AL. 2007).

Tabelle 11: Kosten-Wirksamkeit der Maßnahmen zur Bodenbearbeitung

Maßnahme: Bodenbearbeitung	Veröffentlichung	Determinanten	Minderungspotenzial (kg N/ha bzw. N-Emissionsreduktion ggü. Ausgangswert in %)			Kosten pro ha und Jahr (Entgelt pro ha und Jahr)			Kostenwirksamkeit €/kg N bzw. €/°punkt N		
			min.	Ø	max.	min.	Ø	max.	min.	Ø	max.
Direktsaat	OSTERBURG ET AL. (2007)	N-Saldo	0	5	10	40	80	200	4,0	16,0	200,0 ¹⁾
		Herbst-N _{min}	0	10	10				2,0	8,0	200,0 ¹⁾
		N-Fracht	0	10	20				2,0	8,0	200,0 ¹⁾
	BAW UND WPA (2007B)	N _{Ges}	>75%		100%	>200		300	0,0		5,0
Reduzierung der Intensität und Häufigkeit der Bodenbearbeitung	OSTERBURG ET AL. (2007)	N-Saldo	0		20	29		60	1,3	2,5 - 4,0	60,0 ¹⁾
		Herbst-N _{min}	0		40				0,6	4,0 - 6,0	60,0 ¹⁾
		N-Fracht	0		30				0,8	4,0 - 6,0	60,0 ¹⁾

¹⁾ Dieser Wert ist in seiner Aussagekraft begrenzt, da zur Berechnung die Annahme getroffen wurde, dass das Reduktionspotential bei mindestens einem kg liegt.

⁷³ Bei einer angenommenen Nitrat-Reduktion von Null würden die Kosten theoretisch bei unendlich liegen.

⁷⁴ Das Reduktionspotential wird auf 75-100 % geschätzt, wobei insbesondere auf die geringeren Emissionen in Fließgewässern verwiesen wird.

⁷⁵ Auf die Darstellung des maximalen Reduzierungspreises pro kg N wurde aufgrund der bereits genannten Gründe verzichtet.

Fazit

Die Maßnahmen zur Bodenbearbeitung sind bezogen auf ihr Minderungspotential eher im unteren Drittel anzusiedeln, wobei das Minderungspotential der Maßnahmen zur *Reduzierung der Intensität und Häufigkeit der Bodenbearbeitung* geringfügig schlechter ausfällt als das des Zwischenfruchtanbaus. Die Kostenwirksamkeit schwankt bei den Maßnahmen zur Reduzierung der *Intensität und Häufigkeit der Bodenbearbeitung*, je nach Minderungsniveau, erheblich. Die Kostenwirksamkeit der Direktsaat gehört bei den untersuchten Maßnahmen aus OSTERBURG ET AL. (2007) zum oberen Drittel. Im Gegensatz dazu stufen BAW UND WPA (2007B) die Kostenwirksamkeit der *Direktsaat* als sehr hoch ein. Die Gründe hierfür könnten in der unterschiedlichen Berechnungsmethode liegen.

6.1.2.4 Ökologische Landwirtschaft

Die ökologische Landwirtschaft hat bezüglich des Gewässerschutzes positive Auswirkungen auf den Austrag von Pestiziden, Stickstoff (N) und Phosphor (P). Die deutlich geringere Stickstoffkonzentration im Sickerwasser ist dabei vor allem auf den Anbau von Zwischenfrüchten, das Verbot des Einsatzes von Mineraldünger und die geringere Viehbesatzdichte zurückzuführen. Das Verbot der Mineraldüngerausbringung führt dazu, dass es zu einer verstärkten Integration der Viehhaltung kommen kann, um den fehlenden Mineraldünger durch Wirtschaftsdünger zu ersetzen. Dennoch lässt sich nicht ausnahmslos bestätigen, dass die ökologische Landwirtschaft auch die N-Auswaschung verringert. HANSEN ET AL. (2001) bewerten den Einfluss der ökologischen Landwirtschaft auf N-Auswaschung des-

halb mit besser bzw. gleich bleibend. Ausschlaggebend ist nach JÄGER ET AL. (2004) nicht die ökologische Landwirtschaft an sich, sondern eine wasserschutzzorientierte Wirtschaftsweise. Nach OSTERBURG ET AL. (2007) lässt sich der N-Saldo um 30 bis 120 kg N/ha verringern, der Herbst-N_{min} Wert um 20 bis 80 kg N/ha und die N-Fracht zwischen null und 50 kg N/ha. Die Ausgleichszahlungen bewegen sich pro Hektar zwischen 80 und 200 €, damit ergeben sich für den N-Saldo Kosten zwischen 0,70 und 6,70 € pro kg N und für den Herbst-N_{min} Wert von ein bis zehn Euro pro reduziertes kg N. Für die N-Fracht liegen die durchschnittlichen Kosten bei 8,50 € pro reduziertes kg N. Diese Kosten sind vergleichbar mit den Angaben von BÖHM ET AL. (2002), da in dieser Studie die Kosten für den N-Saldo mit 1,70 bis 5,50 DM pro kg N-Überschuss (entspricht ca. 0,85 bis 2,75 €) und für den N-Eintrag mit 5 bis 16,50 DM (2,50 bis 8,25 €) angegeben werden. Auch eine Studie aus Dänemark (JACOBSEN; ABILDTRUP UND ØRUM 2006) kommt zu ähnlichen Ergebnissen. Ein Vorteil, den die ökologische Landwirtschaft bietet, ist, dass sie sich für jeden Betriebstyp und für jede Flächennutzung eignet, wobei die Umstellungsphase mindestens drei Jahre dauert und insbesondere in dieser Zeit die Einkommensrückgänge ausgeglichen werden müssen. Darüber hinaus hat die ökologische Landwirtschaft einen positiven Einfluss auf den Klimaschutz, den Landschafts- und Naturschutz sowie den Bodenschutz (OSTERBURG ET AL. 2007). Die Kostenstruktur im Bereich der Biolandwirtschaft kann sich darüber hinaus weiter verbessern, dies ist allerdings abhängig vom Verbraucherverhalten und insbesondere der Zahlungsbereitschaft der Verbraucher.

Tabelle 12: Kosten-Wirksamkeit der Maßnahme ökologische Landwirtschaft

Maßnahme: Ökologische Land- wirtschaft	Veröffentli- chung	Determi- nanten	Minderungspotenzial (kg N/ha bzw. N-Emis- sionsreduktion ggü. Ausgangswert in %)			Kosten pro ha und Jahr (Entgelt pro ha und Jahr)			Kostenwirksamkeit €/kg N bzw. €/Punkt N		
			min.	Ø	max.	min.	Ø	max.	min.	Ø	max.
	OSTERBURG ET AL. (2007)	N-Saldo	30	60	120	80	170	200	0,7	2,8	6,7
		Herbst-N _{min}	20	30	80				1,0	5,7	10,0
		N-Fracht	0	20	50				1,6	8,5	200,0 ¹⁾
	JACOBSEN ET AL. (2005)	N _{Ges}								3,8	
	BÖHM ET AL. (2002) ²⁾	N-Saldo		60		200		330	0,85		2,25
		N-Eintrag		20					2,5		8,25

¹⁾ Dieser Wert ist in seiner Aussagekraft begrenzt, da zur Berechnung die Annahme getroffen wurde, dass das Reduktionspotential bei mindestens einem kg liegt.

²⁾ In der Originalquelle wurde in DM gerechnet, der Einfachheit halber wurde ein Wechselkurs von zwei zu eins angenommen.

Fazit

Aufgrund ihres sehr hohen Minderungspotentials, das vergleichbar ist mit dem der Flächenstillung und der Umwandlung von Ackerland in Grünland, und aufgrund der unklaren Entwicklungen der Maßnahmen Umwandlung von Ackerland in Grünland und Flächenstilllegung, könnte die ökologische Landwirtschaft zukünftig eine weitaus bedeutendere Rolle beim Schutz der Gewässer vor Stickstoffeinträgen spielen. Darüber hinaus bescheinigen verschiedene Studien der ökologischen Landwirtschaft eine hohe bis sehr hohe Kostenwirksamkeit (Kosten pro reduziertem Kilogramm Stickstoff).

6.1.2.5 Beratung

Um die Regeln der guten fachlichen Praxis (GFP) und Maßnahmen darüber hinaus umzusetzen, spielt die Beratung eine wichtige Rolle. Nahezu alle Interviewpartner haben dies bestätigt. Unter anderem SEITZ (2007) von der Landwirtschaftskammer Niedersachsen merkt an, dass gut beratene und im Anschluss auch gut betreute Landwirte in einem wesentlich stärkeren Maß bereit sind Agrarumweltmaßnahmen umzusetzen. Dies hängt unter anderem damit zusammen, dass der Berater explizit auf die Gegebenheiten des landwirtschaftlichen Betriebes eingehen kann, d.h. es können die naturräumlichen Gegebenheiten, aber auch der Betriebstyp und Größe mit berücksichtigt werden. Damit kann die Akzeptanz und das Erkennen der Notwendigkeit von bestimmten Maßnahmen erhöht werden. Insgesamt muss jedoch davon ausgegangen werden, dass ein Landwirt, wie andere Unternehmen auch, einem wirtschaftlichen Kalkül folgend, Maßnahmen nur dann umsetzen wird, wenn ihm daraus keine finanziellen Nachteile entstehen oder er sogar einen wirtschaftlichen Vorteil daraus ziehen kann, bspw. in der Form von Ersparnissen aufgrund geringerer Ausgaben für Dünger.

Bei der Berechnung möglicher Minderungspotentiale treten weitere Probleme auf. So ist unklar wie viele beratene Landwirte die vorgeschlagenen Maßnahmen tatsächlich umsetzen und mit welchem Erfolg. Darüber hinaus sollten vorrangig die Landwirte beraten werden, bei denen das größte Minderungspotential vorliegt. Dies erfordert jedoch eine genaue Kenntnis des Minderungspotentials. Sowohl das Reduktionspotential als auch die Kosten-Wirksamkeit lässt sich daher für die Beratung nur sehr schwer bestimmen. Dennoch nimmt die Beratung einen wichtigen Stellenwert in Deutsch-

land ein. Das Land Niedersachsen investiert beispielsweise jedes Jahr ca. 6 Mio. € in Beratung und Kontrolle (NOLTE 2007). Dass die einzelbetriebliche Beratung auch in Bayern eine wichtige Rolle spielt, zeigt sich daran, dass in der Toolbox „Nährstoffeintrag zur Umsetzung der WRRL“ des Landes das Potential dieser Maßnahme mit sehr groß angesehen wird.

Im Rahmen eines Forschungsprojekts von BÖHM ET AL. (2002) zur Kosten-Wirksamkeitsanalyse von Gewässerschutzmaßnahmen des Umweltbundesamtes (UBA) (2002) wurde der Versuch unternommen, sowohl das Minderungspotential als auch die Kostenwirksamkeit für den N-Saldo und den N-Eintrag zu beziffern. In dieser Studie wird davon ausgegangen, dass bei ca. 1/3 der Betriebe ein Minderungspotential von durchschnittlich 15 kg N/ha pro Jahr durch Beratung besteht. In der Umsetzung wird dieses Minderungspotential bei geschätzten 50 Prozent der beratenen Betriebe erreicht, da nicht alle beratenen Betriebe die vorgeschlagenen Maßnahmen einsetzen bzw. richtig umsetzen werden. Auf Deutschland bezogen könnte der N-Saldo mit einer verstärkten Beratung um 45 kt pro Jahr vermindert werden. Was einer Verringerung der Stickstoffeinträge in Fließgewässer von 15 kt pro Jahr entsprechen würde. Dabei wird allerdings davon ausgegangen, dass das Drittel der Unternehmen beraten wird, welches durchschnittlich ein einzelbetriebliches Minderungspotential von 15 kg N/ha pro Jahr aufweist. Für den N-Überschuss bedeutet das laut BÖHM ET AL. (2002), dass die Kosten pro reduziertem kg zwischen null und 1,50 DM (null bis 0,75 €)⁷⁶ liegen. Bezogen auf den N-Eintrag kostet die Reduzierung eines Kilogramms zwischen null und 4,50 DM (null bis 2,25 €).⁷⁷

Fazit

Hinsichtlich ihres Minderungspotentials ist die Beratung nur schwer zu bewerten, da viele Eventualitäten berücksichtigt werden müssen. Aufgrund der geringen Kosten je Hektar ergibt sich jedoch selbst unter Zugrundelegung des eher geringen Minderungspotentials von BÖHM ET AL. (2002) eine sehr hohe Kostenwirksamkeit.

⁷⁶ Aus Gründen der Übersichtlichkeit wird ein Wechselkurs von zwei zu eins angenommen.

⁷⁷ Mit eingerechnet sind die erzielbaren Kostenreduktionen auf Seiten der Landwirtschaft.

Tabelle 13: Kosten-Wirksamkeit der Maßnahme einzelbetriebliche Beratung

Maßnahme: Beratung	Veröffentli- chung	Determi- nanten	Minderungspotenzial (kg N/ha bzw. N-Emis- sionsreduktion ggü. Ausgangswert in %)			Kosten pro ha und Jahr (Entgelt pro ha und Jahr)			Kostenwirksamkeit €/kg N bzw. €/°punkt N		
			min.	Ø	max.	min.	Ø	max.	min.	Ø	max.
	BAW UND WPA (2007)	N _{Ges}				0		100			
	BÖHM ET AL.(2002) ¹⁾	N-Saldo		15					0		0,75
		N-Eintrag		5					0		2,25

¹⁾ In der Originalquelle wurde in DM gerechnet, der Einfachheit halber wurde ein Wechselkurs von zwei zu eins angenommen.

6.1.2.6 Kooperationen

Insbesondere in Deutschland bilden Kooperationen zwischen Land- und Wasserwirtschaft einen wichtigen Baustein zum Trinkwasserschutz. Von den ca. 530 Kooperationen in der Europäischen Union (EU) befinden sich 435 in Deutschland (OLTMER 2002). Bei Kooperationen handelt es sich ähnlich wie bei der ökologischen Landwirtschaft nicht um eine einzelne Maßnahme im eigentlichen Sinn. Es handelt sich bei Kooperationen um Maßnahmenbündel. Die Beratung bildet dabei einen wichtigen Baustein. Innerhalb der Kooperationen werden u.a. die bereits aufgeführten Maßnahmen umgesetzt, meistens abgestimmt auf Region und Betrieb. Kooperationen kommen vor allem in Trinkwasserschutzgebieten zur Anwendung. Aufgrund der oft zahlreichen Einzelmaßnahmen innerhalb einer Kooperation und deren Wechselwirkungen lässt sich das Minderungspotential von Kooperationen nur schwierig bestimmen.

Feststellen lässt sich jedoch ob Kooperationen erfolgreich sind, dass heißt ob die N-Salden, der Rest-N-Gehalt (N_{min}-Wert) und/oder die Nitratkonzentration im Grundwasser abgenommen haben. So ließ das Land Hessen in den Jahren 2005 und 2006 eine Studie zur Evaluierung der Kooperationen durchführen, diese Studie bildet die Grundlage für die folgenden Ausführungen (BACH ET AL. 2006). Ausführlich wurden die Kooperationen in Hessen bereits in Kapitel 6.1 vorgestellt, so dass in diesem Abschnitt nur auf die Kosten und die Wirksamkeit der Kooperationen in Hessen eingegangen wird. Da ausschließlich über die hessischen

Kooperationen umfangreiche Kostendaten vorliegen, werden diese hier stellvertretend für alle Kooperationen ausführlicher behandelt, auch wenn im Ergebnis durchaus Unterschiede auftreten können.

Bezogen auf den N-Saldo hat die Studie des Landes Hessen ergeben, dass von 40 Kooperationen, die mindestens zwei Jahre gelaufen sind, bei 64 Prozent (27) ein Rückgang von mehr als fünf kg N/ha zu verzeichnen war. Sieben bzw. 16 Prozent der untersuchten Kooperationen hatten einen N-Saldo zwischen plus fünf und minus fünf kg N/ha und bei 19 Prozent (acht) der Kooperationen war ein plus von mehr als fünf kg/ha festzustellen (siehe Abbildung 16).⁷⁸ Ähnliche Werte ergeben sich für den N_{min} Wert. Insgesamt lagen Daten für 43 Kooperationen vor. Bei 24 Kooperationen (56 Prozent) lag ein Rückgang um mehr als fünf kg N/kg vor, bei acht Kooperationen (19 Prozent) war nahezu keine Änderung zu verzeichnen und bei elf (25 Prozent) war ein Anstieg um mehr als fünf kg N/kg festzustellen.⁷⁹

Der wohl wichtigste Faktor zur Bestimmung des Erfolgs einer Kooperation ist die Nitrat-Konzentration im Rohwasser, da es sich hierbei um die eigentliche Zielgröße handelt. Dabei kann untersucht werden, ob sich ein Trend ansteigender Nitratgehalte im Grundwasser verlangsamt bzw. umkehrt oder ob die mittlere Nitratkonzentration im Vergleich zur Vorperiode sinkt. Problematisch ist die lange Reaktionsdauer (drei bis 30 Jahre), bis eine Maßnahme ihre Wirkung im Grundwasser entfaltet. Von 671 Wassergewinnungsanlagen

⁷⁸ Die Aussagefähigkeit dieser Zahlen wird insbesondere durch den geringen Umfang der Kooperationen und durch die starke Zusammenfassung von Datensätzen der Schlagkarteien eingeschränkt.

⁷⁹ Bei zehn Kooperationen bei denen ein Anstieg zu verzeichnen war, stammte der letzte Datensatz aus dem Jahr 2003, einem trockenen Jahr mit einer hohen Mineralisation und einer geringen Auswaschung, so dass die hohen N_{min} Werte z.T. darauf zurückgeführt werden können.

eigneten sich jedoch nur elf für die Untersuchung.⁸⁰ In fünf Fällen konnte eine Verminderung des Trends bzw. sogar sinkende Nitratgehalte festgestellt werden. In einem Fall blieb die Konzentration konstant, in einem stieg sie an und in vier Fällen konnten die Trendgeraden nicht statistisch abgesichert werden, wobei bei drei dieser Fälle eine sinkende Nitratkonzentration zu verzeichnen war (BACH ET AL 2007).

Bezüglich der Kosten⁸¹ wurden in der Studie 46 Kooperationen erfasst, die mittleren Kosten (Median) betrugen 14.010 €/a, wobei die Hälfte der Kooperationen zwischen 8.150 und 18.375 €/a kosteten.⁸² Es gab aber auch Ausreißer, so kostete die preiswerteste Kooperation lediglich 3.570 €/a die teuerste dagegen 80.100 €/a. Die Gesamtkosten untergliederten sich in Beratungskosten (ca. 63,6 %), Ausgleichszahlungen (ca. 25,4 %), N_{min}-Untersuchungen (13,1 %), Verwaltungskosten und sonstige Kosten (zusammen <1 Prozent).⁸³ Diese Kosten lassen sich auf die Rohwassermenge umlegen, dadurch lässt sich bestimmen wie viel Kosten durch die Kooperationen bei der Förderung pro m³ Rohwasser entstehen.⁸⁴ Die spezifischen Kosten pro geförderten m³ in den Wasserschutzgebieten liegen bei der Hälfte der Kooperationen zwischen 0,07 und 0,32 €, der Median liegt bei 0,16 €. Unter Berücksichtigung der gesamten

Fördermenge eines Wasserversorgungsunternehmens (WVU) reduzieren sich die Kosten pro m³ Wasser bei der Hälfte der Fälle auf 0,01 bis 0,07 €. Das hängt damit zusammen, dass nicht auf allen Flächen Kooperationen durchgeführt werden. Im Mittel betragen die Kosten der Kooperationen pro geförderten m³ 0,05 € (Median 0,04 €). In Einzelfällen können die Kooperationen dennoch eine große Belastung für den Verbraucher darstellen, so liegt der Maximalwert bezogen auf die gesamte Fördermenge eines WVU's bei 0,32 €/m³. In der Größenordnung decken sich die Beträge mit denen einer anderen Studie zu Kooperationen in Hessen, die von GRAMEL et al. (2002) durchgeführt wurde. GRAMEL ET AL. (2002) bezifferten die Kosten pro geförderten m³ Rohwasser auf 0,10 bis 0,30 € und die Kosten pro eliminiertes kg Nitrat (NO₃) auf vier bis 11 DM (zwei bis 5,50 €), dabei wurden durchschnittliche Kosten von 224 DM (112 €) pro Hektar veranschlagt.

BENTE ET AL. (2000)⁸⁵ haben in ihren Untersuchungen zum hessischen Kooperationsmodell versucht zu ermitteln, wie viel die Reduzierung eines kg Nitratstickstoffs im Boden bei Kooperationen kostet. Dazu wurde angenommen, dass durch eine Kooperation 20 bis 60 NO₃-Nred pro Jahr und Hektar reduziert werden können. Bei Kosten pro Kooperation zwischen

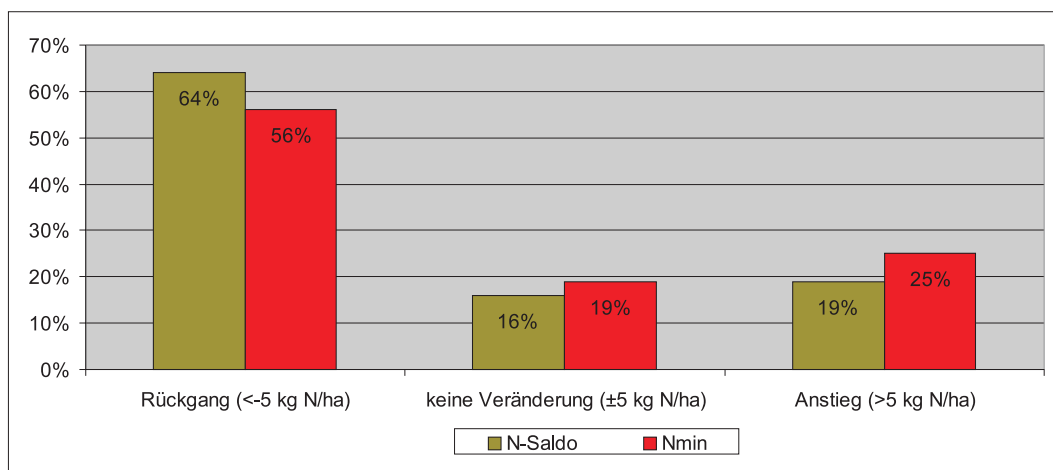


Abbildung 16⁸⁶: Veränderung des N-Saldos und der N_{min} Werte seit Beginn der Beratung in Kooperationen mit mindestens zwei Jahren Laufzeit*
Quelle: BACH ET AL. 2006

* jeweils Durchschnitt aller saldierten Ackerland- bzw. Grünlandflächen in einer Kooperation

⁸⁰ Die Gründe dafür sind vielschichtig, ein Grund ist zum Beispiel, dass viele Kooperationen noch zu jung sind um einen Einfluss auf die Nitratkonzentration messen zu können. Bezüglich weiterer wird auf die Originalquelle von BACH ET AL. (2006) verwiesen.

⁸¹ Die Kosten umfassen sowohl die tatsächlich beim WVU anfallenden Kosten als auch die an die WVU ausgereichten Fördermittel für Kooperationen des Landes Hessen (Bach et al. 2006).

⁸² Bezogen auf das 25- bis 75-Quartil, also einer Abweichung von jeweils 25 % um den Median.

⁸³ Da die Verwaltungskosten häufig nicht bezifferbar waren, wurden diese in vielen Fällen nicht weiter berücksichtigt. Die tatsächliche Kostenbelastung kann daher höher ausfallen.

⁸⁴ Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass einige Kooperationen Gelder aus dem Landeshaushalt erhalten und die Kosten dadurch nicht alleine von den Wasserversorgern zu tragen sind.

⁸⁵ BENTE ET AL. (2000) und GRAMEL ET AL. (2002) verwenden die selben Zahlen, der Unterschied besteht darin, dass BENTE ET AL. (2000) die Kosten einer Kooperation auf 200 bis 300 DM pro ha beziffern, während GRAMEL ET AL. (2002) mit einem Durchschnittswert von 224 DM pro ha rechnet.

⁸⁶ Über das Ausgangsniveau, von dem aus die Veränderung des N-Saldos bzw. des Nmin Wertes erfolgte, machten Bach et al. (2006) keine Angaben.

Tabelle 14: Kosten-Wirksamkeit von Kooperationen

Maßnahme: Kooperationen	Veröffentli- chung	Determi- nanten	Minderungspotenzial (kg N/ha bzw. N-Emissi- onsreduktion ggü. Ausgangswert in %)			Kosten pro ha und Jahr (Entgelt pro ha und Jahr)			Kostenwirksamkeit €/kg N bzw. €/Punkt N		
			min.	Ø	max.	min.	Ø	max.	min.	Ø	max.
	BENTE ET AL. (2000) ¹	NO ₃	20		60	100		150	1,5		7,5
	GRAMEL ET AL. (2002) ¹	NO ₃	20		60		112		2,0		5,5

¹⁾ In der Originalquelle wurde in DM gerechnet, der Einfachheit halber wurde ein Wechselkurs von zwei zu eins angenommen.

200 bis 300 DM (100 und 150 €) pro Jahr und Hektar ergeben sich Kosten zwischen ca. 3 bis 15 DM (1,50 und 7,50 €) pro reduziertes kg NO₃ (Nitrat). Damit kosten Kooperationen und Trinkwasseraufbereitungsverfahren ähnlich viel. Ein Unterschied besteht jedoch darin, dass die nachsorgende Technologie ausschließlich auf die Trinkwasserqualität abzielt, während der vorbeugende Trinkwasserschutz auch einen aktiven Beitrag zum Gewässer-, Boden-, Natur- und teilweise auch Klimaschutz leistet. Auf der anderen Seite könne durch ein und der selben End-of-Pipe Technologie verschiedene schädliche Inhaltsstoffe aus dem Rohwasser entfernt werden. Ein direkter Vergleich zwischen Kooperationen und End-of-Pipe Technologien ist daher schwer möglich.

Fazit

Das Minderungspotential von Kooperationen wird in den vorliegenden Studien in Nitrat pro Hektar angegeben, was einen Vergleich mit anderen Maßnahmen bzw. Studien erschwert. Zudem werden innerhalb von Kooperationen häufig verschiedene Maßnahmen umgesetzt, die sich zum Teil gegenseitig beeinflussen. Aufgrund des kooperativen Ansatzes zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft, der mit einer gegenseitigen Kontrolle verbunden ist, kann jedoch von einem sehr hohen Minderungspotential und einer hohen bis sehr hohen Kostenwirksamkeit ausgegangen werden. Dies wird auch durch die untersuchten Studien von BENTE ET AL. 2000 und GRAMEL ET AL. 2002 bestätigt.

6.1.2.7 Abgabe/Steuer auf mineralischen Stickstoffdünger

Insbesondere auf der politischen Ebene, aber auch von Seiten einiger Umweltverbände wird schon länger über die Einführung einer Stickstoffsteuer/-abgabe⁸⁷ disku-

tiert. In Deutschland wurde diese bisher nicht angewendet, da Nachteile für die deutsche Landwirtschaft befürchtet werden. Als Alternative wird vor diesem Hintergrund eine europaweit einheitliche Stickstoffsteuer/-abgabe von einigen der befragten Experten befürwortet, bei der die Einnahmen hektarbezogen an die Landwirtschaft zurückfließen.

Der Vorteil einer Abgabenlösung liegt darin, dass Betriebe solange Vermeidungstechnologien einsetzen werden, solange dies für sie günstiger ist als die Stickstoffabgabe zu zahlen (BÖHM ET AL. 2002). Sobald es teurer ist, auf Vermeidungstechnologien zu setzen, werden sie die Steuer zahlen. Das heißt, es handelt sich um einen dynamischen Prozess, bei dem automatisch eine Anpassung an den besten verfügbaren Stand der Technik (BAT)⁸⁸ stattfindet. Reduktionen werden durch die Abgabenlösung in den Betrieben durchgeführt, wo diese mit den geringsten Kosten erreicht werden können. Durch diesen theoretischen Ausgleich der Grenzvermeidungskosten⁸⁹ über alle landwirtschaftlichen Betriebe ergeben sich Kostenvorteile der Abgabenregelung gegenüber der Auflagenregelung. Nachteilig an EU-weiten oder auch national einheitlichen Abgabenlösungen ist, dass aufgrund unterschiedlicher Vermeidungskosten in den (Teil-)Flusseinzugsgebieten kein kleinräumiger Gewässerschutz mehr gewährleistet ist. Dieser Kritikpunkt geht auch aus der Untersuchung von SCHULTHEIß ET AL. (2003) hervor. SCHULTHEIß hat untersucht, wie sich eine Stickstoffsteuer von 100 bzw. 200 Prozent auf den Stickstoffdüngspreis

⁸⁷ Trotz der unterschiedlichen Bedeutung, insbesondere hinsichtlich der Verwendung, werden die Begriffe Abgabe und Steuer im folgendem Synonym verwendet.

⁸⁸ Best available technology (BAT).

⁸⁹ Grenzvermeidungskosten definieren sich als Kosten, die dem Unternehmen bei der Vermeidung einer zusätzlichen Emissionseinheit entstehen. Überschreiten die Kosten der Emissionsvermeidung die Kosten der Abgabe wird der Betrieb die Abgabe zahlen.

Tabelle 15: Auswirkungen einer Stickstoffsteuer auf das Einkommen der Referenzbetriebe

	Referenzbetrieb 1	Referenzbetrieb 2	Referenzbetrieb 3	Referenzbetrieb 4
Stickstoffsteuer- satz von 100 % (Rückzahlung pro ha 55,5 €)	- 6,9 %	+ 3,0 %	+ 2,4 %	+ 4,5 %
Stickstoffsteuer- satz von 200 % (Rückzahlung pro ha 83,4 €)	- 21,8 %	+ 1,4 %	+ 2,9 %	+ 6,1 %

Quelle: SCHULTHEIß ET AL. (2003)

von vier unterschiedlichen Referenzbetriebsformen⁹⁰ auswirkt, wobei davon ausgegangen wird, dass die Einnahmen aus der Stickstoffsteuer als direkte Hektar bezogene Zahlungen in den landwirtschaftlichen Sektor zurückfließen. Die Untersuchung hat ergeben, dass Gemisch- bzw. Verbundbetriebe (Pflanzenbau und Viehhaltung) im Vorteil sind, da sie häufig über ein hohes Aufkommen an Wirtschaftsdünger verfügen und daher weniger auf Mineraldünger angewiesen sind (siehe Tabelle 15). Marktfruchtbetriebe hätten deshalb die höchsten Belastungen zu tragen. Reduziert bzw. behoben werden könnte dieser Kritikpunkt durch eine Kombination aus einer Abgabe auf mineralischen Dünger und Wirtschaftsdünger.

Auch MOELLER ET AL. (2004) rechnen mit einer aufkommensneutralen⁹¹ Stickstoffabgabe von 100 Prozent (200 Prozent). Sie kommen zu dem Ergebnis, dass dadurch ein Einkommensverlust von zwei Prozent (fünf Prozent) für die Landwirtschaft in Deutschland entstehen würde. Das entspricht spezifischen Kosten von 0,80 (1,20) €/kg Nred. Insgesamt ließe sich mit einer solchen Abgabe der Stickstoffsaldo um 276 (497) kt verringern. Der Nachteil für Marktfruchtbetriebe geht sowohl aus der Studie von MOELLER ET AL. (2004) als auch aus einer Studie von BECKER, die bereits 1992 veröffentlicht wurde, hervor. BECKER stellte fest, dass eine europäische Stickstoffsteuer von 50 Prozent insbesondere bei Marktfruchtbetrieben kurzfristig zu

Angebotsrückgängen führen wird. Der durchschnittliche Angebotsrückgang für Getreide würde demnach bei ca. 3,5 Prozent liegen, während er für Rindvieh (-1,3 Prozent) oder Schweine (-0,4 Prozent) deutlich geringer ausfallen würde (INTERWIES ET AL. 2004).⁹² Insgesamt führt eine 50 Prozent Abgabe zu einer Reduktion der Erträge von knapp drei Prozent, dies entspricht einer Belastung von ca. 28 €/ha. Die Nachfrage nach Düngemitteln würde um 22,3 Prozent sinken. Entsprechend der damaligen Produktion⁹³ entspräche das einer Preiselastizität von -0,45 und einem Rückgang von ca. 25 kg/ha und Jahr (BÖHM ET AL. 2002). Das deckt sich auch mit den Angaben von INTERWIES ET AL. (2004). BÖHM ET AL. (1999) und INTERWIES ET AL. (2004) gehen davon aus, dass eine Preiserhöhung von 50 Prozent zu einem Rückgang des Einsatzes von mineralischem Stickstoffdünger um 15-25 Prozent führt, was einer Reduktion des Eintrags um 20-30 kg/ha entsprechen würde. In Deutschland würde sich damit eine Gesamtreduktion von 300-450 kt pro Jahr ergeben. BÖHM ET AL. (2002) berechneten auf Grundlage von SCHLEEF (1999) und BECKER (1992), die Kosten-Wirksamkeit einer Abgabe von 130 Prozent auf Mineraldüngerpreise. Die Kosten-Wirksamkeit dieser Maßnahme lag demnach für den N-Überschuss bei 1,50-2,30 DM (0,75-1,15 €) und für den N-Eintrag bei 4,50-6,90 DM (2,25-3,45 €).⁹⁴

Aktuell existieren in Europa in Schweden und Dänemark Stickstoffabgaben bzw. Steuern (NABU 2004). In den Niederlanden wurde die Stickstoffabgabe

⁹⁰ Untersucht wurden Referenzbetriebstypen mit unterschiedlicher Anbaufläche, unterschiedlichem Umsatz und insbesondere unterschiedlicher Bewirtschaftungsart. Zwei der Referenzbetriebe betreiben ausschließlich Ackerbau, wobei Betrieb eins die landwirtschaftliche Fläche extensiv bewirtschaftet und Betrieb zwei intensiv. Die Referenzbetriebe drei und vier sind Mixbetriebe, die zusätzlich zum Ackerbau eine Schweinemast (Betrieb drei) bzw. eine Milchviehwirtschaft (Betrieb vier) betreiben.

⁹¹ Das bedeutet, dass die Einnahmen aus der Abgabe Hektar bezogen in die Landwirtschaft zurückfließen.

⁹² Ohne flächenhafte Rückvergütung. Mit flächenhafter Rückvergütung würden Betriebe mit einem hohen Umfang an tierischer Veredlung von einem höheren Einkommen profitieren.

⁹³ Umfasst neben den damaligen EU-Staaten nur die alten Bundesländer.

⁹⁴ Leider konnte das Ergebnis mit dem vorliegendem Datenmaterial nicht bestätigt werden.

Tabelle 16: Kosten-Wirksamkeit einer Abgabe/Steuer auf mineralischen Stickstoffdünger

Maßnahme: Abgabe / Steuer auf mi- neralischen Stickstoff- dünger	Veröffentli- chung	Determinanten	Minderungspoten- zial (kg N/ha bzw. N-Emissionsre- duktion ggü. Aus- gangswert in %)			Kosten pro ha und Jahr (Entgelt pro ha und Jahr)			Kostenwirksamkeit €/kg N bzw. €/%punkt N		
			min.	Ø	max.	min.	Ø	max.	min.	Ø	max.
	MOELLER ET AL. (2004)	(100%)								0,8	
		(200%)								1,2	
	BÖHM ET AL. (2002) ¹	N-Saldo (130%)							0,75		1,15
		N-Eintrag (130%)							2,25		3,45

¹⁾ In der Originalquelle wurde in DM gerechnet, der Einfachheit halber wurde ein Wechselkurs von zwei zu eins angenommen.

Ende 2005 abgeschafft, da sie nicht vereinbar mit der Nitratrichtlinie war (BRAATHEN ET AL 2005). In Dänemark greift die Abgabe erst wenn bestimmte Höchstgrenzen überschritten wurden. Geringere Überschreitungen werden mit 10 Dänischen Kronen (DKK)/kg (1,34 €/kg)⁹⁵ und größere mit 20 DKK/kg (2,69 €/kg) bestraft. Zusätzlich existiert eine Abgabe auf Stickstoff für die nicht landwirtschaftliche Verwendung von 5 DKK (0,67 €/kg). Weiterer Einschränkungen bzw. Ausnahmen führen jedoch dazu, dass die Abgabe

keine praktische Wirkung hat. Auch bei der niederländischen Abgabe gab es je nach Nutzungsart Freigrenzen, die nach der Einführung sukzessive gesenkt wurden. Gleichzeitig wurde die Abgabe von 0,70 € (1998) auf 2,30 € (2003) angehoben. Mit der Einführung 1998 ging der Stickstoffdüngemittelsatz deutlich zurück. Zwischen 1998 und 2002 sank er von 392 Mio. kg N auf 297 Mio. kg N. Der Stickstoffüberschuss sank von 512 Mio. kg N auf 334 Mio. kg N. Auch in Schweden führte die Einführung einer Stickstoffabgabe zu einem

Tabelle 17: Übersicht über Düngemittelsteuern/ -abgaben und deren Wirkung

Land	Steuer/ Ab- gabe	Inkrafttreten bis Außerkräfttreten	Höhe der Steuer / Abgabe ¹⁾	Ökologische Effekte	Anmerkungen
Dänemark	Abgabe auf Nährstoffüber- schüsse	Seit 1998	1,35 bis 2,70 €/kg N	Abgabe hat keine sig- nifikanten Effekte.	Landwirtschaftliche Betriebe sind faktisch von der Steuer ausgenommen.
Finnland	Düngemittel- steuer	1976 bis 1994	72%	Mit einer signifikan- ten Steuererhöhung Anfang der 90er Jahre ging der Düngemittel- verbrauch zurück.	Mit der Steuererhöhung ging eine Neuorientierung in der Landwirtschaftspolitik und ein Flächenstilllegungspro- gramm einher. Eine eindeu- tige Ursachenanalyse des Rückgangs im Düngemittel- verbrauch ist schwierig.
Niederlande	Steuer auf Nährstoff- überschüsse	1998 bis 2005	2,3 €/kg N	Der Nährstoffver- brauch ist stark rück- läufig.	
Norwegen	Düngemittel- steuer	1988 bis 2000	20%	Abgabe hatte keine signifikanten Effekte.	Die geringe Abgabe wurde von Produzenten und Impor- teuren absorbiert. Es kam zu keinem Anstieg der Dünge- mittelpreise.
Österreich	Düngemittel- steuer	1986 bis 1994	45%	Der Düngemittelver- brauch war rückläufig.	
Schweden	Düngemittel- abgabe	Seit 1982	42%	Der Düngemittelver- brauch ist rückläufig.	

¹⁾ in Prozent vom Marktpreishöchstsat (Näherungswerte) bzw. bei Abgabe/Steuer auf Nährstoffüberschüssen in €/kg.

Quelle: NABU 2004

⁹⁵ Angenommener Wechselkurs 1 € entspricht 7,44 DKK.

Rückgang der Düngung. Zwischen 1982 und 1998 lag dieser immerhin bei 10 Prozent (CARIUS ET AL. 1999).

Fazit

Das Minderungspotential einer *Stickstoffabgabe* bzw. *-steuer* lässt sich aufgrund mangelnder Erfahrungswerte für den deutschen Kontext nur eingeschränkt abschätzen. Zwei unabhängig voneinander erstellte Untersuchungen (MÖLLER ET AL. 2004 und BÖHM ET AL. 2002) schätzen die Kostenwirksamkeit dieser Maßnahme jedoch anhand von Modellberechnungen als sehr hoch ein.

6.1.2.8 Zwischenfazit

Vor dem Hintergrund knapper Finanzmittel spielt die Kostenwirksamkeit eine entscheidende Rolle bei der Auswahl von Maßnahmen zum vorsorgenden Gewässerschutz. Dennoch zeigen die Untersuchungen, dass sich keine Maßnahme klar favorisieren lässt. Dies hängt auf der einen Seite damit zusammen, dass die Entscheidung für eine Maßnahme immer auch eine Einzelfallentscheidung ist, welche vor Ort getroffen werden muss. Zahlreiche Faktoren wie Bodentyp, kleinräumiges Klima, Betriebstyp und Art der Flächennutzung beeinflussen die Wirksamkeit teilweise erheblich. Auf der anderen Seite verwenden die verschiedenen Studien, welche die Kostenwirksamkeit vorsorgender Maßnahmen untersucht haben, unterschiedliche Kenngrößen/Determinanten zur Messung des Minderungspotentials bzw. treffen Modellannahmen. Diese Faktoren erschweren eine vergleichende Einschätzung der Maßnahmen.

Auffällig ist jedoch, dass die Maßnahmen *Umwandlung von Ackerland in Grünland*, *Flächenstilllegung* und *ökologische Landwirtschaft* ein besonders hohes Minderungspotential aufweisen und die *Flächenstilllegung* sowie die *ökologische Landwirtschaft* zusätzlich eine hohe Kostenwirksamkeit besitzen. Die *ökologische Landwirtschaft* könnte daher aufgrund der unklaren Entwicklungen der Maßnahmen *Umwandlung von Ackerland in Grünland* und *Flächenstilllegung*, zukünftig eine weitaus bedeutendere Rolle beim Schutz der Gewässer vor Stickstoffeinträgen spielen. Ein weiteres wichtiges Ergebnis der Auswertung ist, dass die Kostenwirksamkeit der Stickstoffabgabe als konkurrenzfähig gegenüber anderen Maßnahmen angesehen wird.

6.2 Umsetzbarkeit und Kostenträgerschaft von Maßnahmen

Dieses zweigeteilte Kapitel beschäftigt sich zum einen mit der Umsetzbarkeit von Maßnahmen (Abschnitt 6.2.1) und zum anderen mit der Frage, wer nach den Regelungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) die Kosten für Maßnahmen zur Reduktion diffuser Gewässerbelastungen tragen sollte (Abschnitt 6.2.2). Während in Kapitel 6.1 untersucht wurde, wie effizient bzw. wirksam eine Maßnahme ist, soll bei der Umsetzbarkeit geprüft werden, wie hoch die Akzeptanz einer Maßnahme bei den Vertretern der Landwirtschaft ist, da Erfolgsaussichten auf eine Umsetzung größer sind, wenn eine Maßnahme eine hohe Akzeptanz unter den Landwirten findet. Auf der anderen Seite ist sowohl die Politik als auch die Wasserwirtschaft, als Zahler der Ausgleichsleistungen oder Fördermittelgeber bestrebt, nur die Maßnahmen zu unterstützen, die auch einer wirksamen Kontrolle unterliegen können. Eine wichtige Rolle spielen in diesem Zusammenhang ebenfalls die Transaktionskosten bzw. der Verwaltungsaufwand, der mit der Durchführung inkl. der Kontrolle einer Maßnahme verbunden ist.

6.2.1 Umsetzbarkeit der Maßnahmen

Untersucht werden in diesem Kapitel die Maßnahmen die bereits in Kapitel 6.1.2 betrachtet wurden. Dabei sind in Bezug auf die Umsetzbarkeit der Maßnahmen die drei Faktoren **Akzeptanz** seitens der Landwirte, **Kontrollierbarkeit** durch die Behörden und **Verwaltbarkeit** ausschlaggebend. Hohe Verwaltungskosten und zahlreiche zu überprüfende Bewirtschaftungsbedingungen erschweren die Verwaltbarkeit (OSTERBURG ET AL. 2007). Weitestgehend werden zur Bewertung der Akzeptanz⁹⁶ und der Kontrollierbarkeit⁹⁷ erneut die Studie von OSTERBURG ET AL. (2007) und Studie vom Bundesamt für Wasserwirtschaft Österreich (2007) genutzt. Darüber hinaus wird für den Faktor Kontrollierbarkeit auf den Entwurf der „Toolbox Nährstoffeintrag“ aus dem Bundesland Bayern zurückgegriffen (JEDLITSCHKA UND SCHMEDTJA 2006). Teilweise wird eine Studie von FLAIG ET AL. (2002) verwendet, um anhand der in dieser Studie durchgeführten Umfrage unter Wasserversorgern, Wasserbehörden und

⁹⁶ Die bisherige bzw. zukünftige Akzeptanz wurde bei Osterburg et al. (2007) vor allem Anhand von Evaluierungsberichten zu den einzelnen Maßnahmen beurteilt.

⁹⁷ Gemäß der ELER-Verordnung müssen Maßnahmen kontrollierbar und möglichst kostengünstig durchführbar sein, damit die Förderfähigkeit gegeben ist. Im Zusammenhang mit der Administrierbarkeit spielt der Faktor Kontrollierbarkeit daher eine herausragende Rolle.

Landwirtschaftsbehörden, zur Bewertung verschiedener Maßnahmen, Rückschlüsse auf die Akzeptanz der Maßnahme bei den verschiedenen Akteuren ziehen zu können.

6.2.1.1 Nutzungsänderungen von landwirtschaftlichen Flächen

Drei Maßnahmen wurden aus diesem Bereich im Kapitel 6.1.2 näher betrachtet. Dabei handelte es sich um die Umwandlung von Ackerland in Grünland, die Stilllegung von Flächen und Gewässerrandstreifen.

Bei der **Umwandlung von Ackerland in Grünland** wird die wenig ausgeprägte Akzeptanz aus einer Bewertung, die in Sachsen vorgenommen wurde, deutlich. Die Maßnahme wird auf ertragsreichen Böden strikt und auf anderen Böden weitestgehend abgelehnt (BASTIAN UND LÜTZ 2004). Am ehesten lässt sich die Maßnahme in Gebieten mit Tierhaltung und geringer Bodenqualität durchsetzen, da das anfallende Grünfutter verwertet werden kann und die geringe Bodenqualität die Nutzungsmöglichkeiten, insbesondere für die Veredlungsbetriebe, einschränkt. Eine Durchsetzung dieser Maßnahme ist zwar möglich, wird in der Realität aber nur bereichsweise stattfinden (INTERWIES ET AL. 2004). Aus politischer und wasserwirtschaftlicher Sicht bietet die Maßnahme den Vorteil, dass sie sehr leicht kontrollierbar ist. Die **Kontrolle** der Maßnahme kann über die Flächenanträge und über Vor-Ort-Kontrollen erfolgen. Die relativ einfache Kontrolle bedingt niedrige Verwaltungskosten. Darüber hinaus besitzt diese Maßnahme im Vergleich mit den in dieser Studie untersuchten Maßnahmen, eines der höchsten Minderungspotentiale.

Stilllegungsflächen bzw. Grünlandbrachen besitzen unter den Landwirten eine hohe **Akzeptanz**, dies liegt auch daran, dass der Zeitraum kurzfristiger ist als bei der Umwandlung von Ackerland in Grünland. Dies geht auch aus der Studie von OSTERBURG et al. (2007) im Auftrag der FAL hervor, denn während die ein- und zweijährigen Brachen noch eine hohe/gute Akzeptanz bei den Landwirten besitzen, hat die vierjährige Brache lediglich eine mäßige Akzeptanz. Neben dem zeitlichen Faktor wird die Akzeptanz der Maßnahme durch die weniger starken Nutzungseinschränkungen im Vergleich zur Umwandlung von Ackerland in Grünland er-

höht. Die **Kontrollierbarkeit** wird in allen untersuchten Studien mit sehr gut bzw. sehr leicht angegeben. Auch die **Verwaltbarkeit** wird mit sehr gut angegeben. Zusätzliche Anreizfaktoren für die Umsetzung dieser Maßnahmengruppe sind die hohen Minderungspotentiale in Verbindung mit einer relativ hohen Kostenwirksamkeit (OSTERBURG ET AL. 2007).

Die **Akzeptanz** von **Uferrandstreifen** ist mäßig, da sie möglichst dauerhaft aus der landwirtschaftlichen Nutzung herausgenommen werden sollen. Diese Maßnahme lässt sich deshalb mit der Anlage von längerfristigen Brachen (>3 Jahre) oder der Umwandlung von Ackerland in Grünland vergleichen. Mit der Anlage von Gewässerrandstreifen sind erhebliche Nutzungseinschränkungen verbunden. Wenn die notwendigen Flächen durch Verkauf aus der wirtschaftlichen Nutzung der Eigentümer in die Hände öffentlicher oder gemeinnütziger Organisationen übertragen werden, können Interessenskonflikte⁹⁸ entstehen (INTERWIES ET AL. 2004). Nachteile für die Landwirtschaft bestehen vor allem in der reduzierten landwirtschaftlichen Nutzfläche und im möglichen Schattenwurf durch Gehölzpflanzen. Die möglichen Vorteile von Gehölzstreifen werden weniger wahrgenommen. So haben Ertragsuntersuchungen in Bayern ergeben, dass durch eine Verbesserung des Kleinklimas und durch Windbremsung im Einzelfall Ertragssteigerungen von bis zu 20 Prozent möglich sind (BAW UND WPA 2007A). Die politische Durchsetzungsfähigkeit ist gegeben, so regeln Wassergesetze einzelner Bundesländer den Abstand und die Anwendung von Pestiziden entlang von Gewässern, darüber hinaus kommen Uferrandstreifen in einigen Kooperationen zur Anwendung (LANGGE ET AL. 2006). In Nordrhein-Westfalen findet z.B. eine Förderung von Uferrandstreifen im Rahmen des Agrarumweltprogramms an ausgewählten Gewässern statt. In Niedersachsen werden Uferrandstreifen z.B. in Verbindung mit Flurbereinigungsverfahren angelegt (SCHMIDT ET AL. 2007). Die **Kontrollierbarkeit** wird in den betrachteten Studien mit sehr hoch bzw. sehr gut angegeben. Bei einigen Auflagen, wie bspw. dem Verbot der Düngung, ist eine Sichtkontrolle nur in zeitlicher Nähe zur Handlung möglich (OSTERBURG ET AL. 2007).

⁹⁸ Diese können bspw. darin bestehen, dass Schattenwurf durch Gehölzpflanzen entsteht oder sich durch Wildwuchs Unkraut verbreitet.

6.2.1.2 Begrünung von Ackerflächen

Auf eine hohe bis sehr hohe Akzeptanz des Maßnahmenbündels „Begrünung“⁹⁹ deutet eine Studie von FLAIG ET AL. (2002) hin. Die Studie hat ergeben, dass 58 Prozent der Wasserversorger, 67 Prozent der Wasserbehörden und 68 Prozent der Landwirtschaftsbehörden diese Maßnahmen mit sehr sinnvoll bewerten (siehe Abbildung 17).¹⁰⁰ Im arithmetischen Mittel, auf einer Skala von eins bis vier, wird dieses Maßnahmenbündel von den Wasserversorgern mit 1,51, von den Wasserbehörden mit 1,33 und von den Landwirtschaftsbehörden mit 1,36 bewertet (FLAIG ET AL. 2002).

Sowohl der **Zwischenfruchtanbau** mit frühem als auch mit spätem Umbruch findet bei den Landwirten eine sehr gute/sehr hohe **Akzeptanz**, sofern die zusätzlichen Kosten für Saatgut etc. über Ausgleichszahlungen übernommen werden. Die Akzeptanz schwankt jedoch deutlich zwischen den Anbaugebieten. In Gebieten mit einer unzureichenden Niederschlagsmenge lässt sich die Maßnahme beispielsweise kaum umsetzen, da ein Zwischenfruchtanbau ein ausreichendes Wasserangebot im Herbst voraussetzt (SCHMIDT ET AL. 2007). Andererseits gibt es Untersuchungen, wonach sich die Unterschiede im Bodenwassergehalt bis zum Vegetationsbeginn ausgleichen (BAW UND WPA 2007A). Die **Kontrollierbarkeit** dieser Maßnahme ist, einerseits über die Kaufbelege für das Saatgut und andererseits über eine einfache Sichtkontrolle, gut möglich. Wichtig ist, dass die Sichtkontrolle zum richtigen Zeitpunkt erfolgt. Die **Verwaltbarkeit** dieser Maßnahme wird von OSTERBURG ET AL. (2007) mit sehr gut angegeben. Dass die politische Durchsetzbarkeit gegeben ist, zeigt sich daran, dass Zwischenfrüchte innerhalb der Koope-

rationen weit verbreitet sind.

Bezüglich der **Kontrollierbarkeit** und der **Verwaltbarkeit** gelten für **Untersaaten** die gleichen Annahmen wie für Zwischenfrüchte. Lediglich bezüglich der Akzeptanz bei den Landwirten gestaltet sich die Situation schwieriger, denn diese wird nur mit mäßig angegeben. Von OSTERBURG ET AL (2007) werden die Akzeptanzprobleme vor allem auf die höheren Anforderungen an den Kenntnisstand der Landwirte zurückgeführt. Da sich sowohl Untersaat als auch Hauptfrucht entwickeln müssen, ohne dass es zur Konkurrenz zwischen den beiden kommt. BAW UND WPA (2007A) führen darüber hinaus die Akzeptanzprobleme auch auf die mangelnde Erfahrung der Landwirte mit Untersaaten zurück, da die Maßnahme bisher kaum zur Anwendung gekommen ist.

6.2.1.3 Bodenbearbeitung

Die Maßnahme **Direktsaat** und die Maßnahmen zur Reduzierung der Intensität und Häufigkeit der **Bodenbearbeitung** zusammen besitzen bei den Landwirten nur eine mäßige bzw. gute¹⁰¹ **Akzeptanz**, obwohl ein hohes Flächenpotential besteht, da die Maßnahme auf einem Großteil der Ackerflächen möglich ist (OSTERBURG ET AL. 2007). Die geringe Akzeptanz lässt sich nicht erklären, da der hohe Anteil der nicht gepflügten Fläche nicht auf eine mäßige Akzeptanz schließen lässt. Der nicht gepflügte Flächenanteil bzw. der Flächenanteil der zur Hauptfrucht nicht gepflügten Ackerfläche beträgt bspw. in Nordrhein-Westfalen 12,6 Prozent (135.511 Hektar) und in Thüringen sogar 39,3 Prozent (242.242 Hektar) der Ackerfläche (SCHMIDT ET AL. 2007).

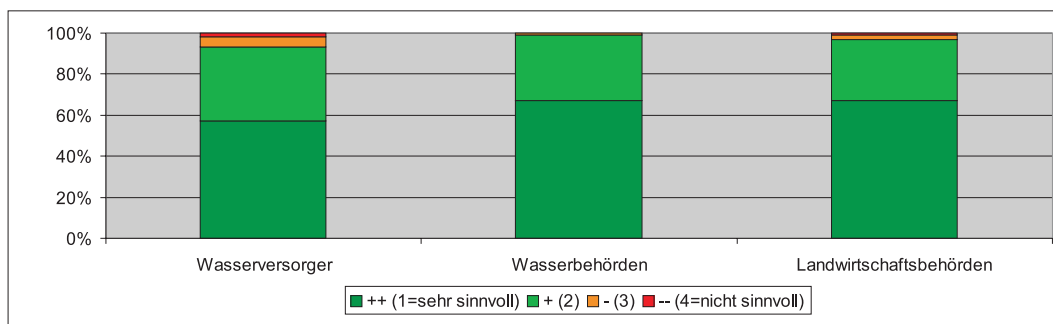


Abbildung 17:
Bewertung des Maßnahmenbündels Begrünung
Quelle: FLAIG ET AL. 2002

⁹⁹ Unklar ist in diesem Zusammenhang die Zusammensetzung des Maßnahmenbündels „Begrünung“ da die Brache bzw. Flächenstilllegung teilweise dieser Maßnahmengruppe zugeordnet wird. Darüber hinaus wurden evtl. weitere Einzelmaßnahmen des Zwischenfruchtanbaus oder der Untersaaten in dieser Gruppe mit aufgenommen, die innerhalb dieses Projektes nicht untersucht wurden.

¹⁰⁰ Ziel der Umfrage war es, die Wirksamkeit einer Maßnahme zu bewerten. Dennoch ist zu beobachten, dass die Akzeptanz und die Erfahrungen mit einer Maßnahme einen sehr

hohen Stellenwert bei der Beantwortung der Fragen eingenommen haben. Das wird insbesondere an den Maßnahmen deutlich, wo die Bewertung der Wirksamkeit zwischen den befragten Gruppen stark schwankt. Siehe Abschnitt ökologische Landwirtschaft (weiter unten). Aus diesem Grund wird diese Umfrage in dieser Studie zur Bewertung der Akzeptanz verwendet.

¹⁰¹ Trifft bei den betrachteten Maßnahmen nur auf den Verzicht der Bodenbearbeitung bis Mitte November nach der Getreideernte vor Sommerung zu.

Die geringe Akzeptanz der Direktsaat könnte darauf zurückzuführen sein, dass für dieses Saatverfahren eine besondere Maschine notwendig ist. Die **Kontrollierbarkeit** wird in allen Studien mit hoch bewertet. Eine Kontrolle ist direkt am Feld möglich, auch wenn es Einschränkungen bezüglich der Kontrollzeiten gibt. Bei der Direktsaat kann schon das Vorhandensein der Maschine als Nachweis gelten, bzw. bei der Mietung entsprechende Quittungen. Die **Verwaltbarkeit** wird von OSTERBURG ET AL. (2007) mit sehr gut bis gut angegeben.

6.2.1.4 Ökologische Landwirtschaft

Dass die Bewertung von Maßnahmen zwischen den Interessensvertretern weit auseinander gehen kann, beweist die Maßnahme ökologische Landwirtschaft. FLAIG et al. (2002) stellten in ihrer Umfrage fest, dass die Wasserversorger und die Wasserbehörden den ökologischen Landbau wesentlich besser bewerten als die Landwirtschaftsbehörden. Während die ökologische Landwirtschaft bei den Wasserversorgern und den Wasserbehörden immerhin Werte zwischen 1,78 und 1,81 erhält, liegt dieser Wert bei den Vertretern der Landwirtschaftsbehörden nur bei 2,55 (siehe Abbildung 18).

Die **Akzeptanzprobleme** gehen aus einer Umfrage zur ökologischen Landwirtschaft hervor, die im Rahmen eines Berichts von BASTIAN und LÜTZ (2004) gemacht wurde. In dem Bericht heißt es: „Ökologischer Landbau gilt als politisch definiert und sollte eine Nische bleiben“ (BASTIAN UND LÜTZ 2004). Wie Angesichts des Ziels der Bundesregierung, 20 Prozent der landwirtschaftlichen Fläche ökologisch zu bewirtschaften, von einer Nische gesprochen werden kann, bleibt fraglich (BUNDESREGIERUNG 2006, BMU 1998). Akzeptanzprobleme sehen auch SCHMIDT et al. (2007), sie bewerten die Akzeptanz mit mäßig. Die Akzeptanzprobleme sind vielfältig, so ist zum Beispiel eine kurzfristige Umstellung nicht möglich, da

allein der Übergangszeitraum, nach dem ein Betrieb als ökologisch wirtschaftend anerkannt wird, drei Jahre beträgt. Darüber hinaus hat eine Umstellung auf ökologischen Landbau weitreichende Folgen auf die Betriebsstruktur, da häufig der gesamte Betrieb umgestellt bzw. umgebaut werden muss. Auch Zweifel an der Nachhaltigkeit des Biomarktbooms dürfte einige Landwirte von der Umstellung abhalten. Ein nachhaltiges Wachstum und damit nachhaltige Absatzmöglichkeiten in diesem Bereich können Akzeptanzprobleme senken. Trotz der geringen Akzeptanz unter den Landwirten ist der ökologische Landbau politisch durchsetzbar, da diese Produkte in der Bevölkerung auf eine breite Anerkennung stoßen. So gaben in einer Umfrage im Auftrag des Bundesumweltministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV 2007B) im Februar 2007 22 Prozent (Juni 2005: 15 Prozent) der Befragten an, regelmäßig Bio-Waren zu kaufen (BMELV 2007B). Gründe sind vor allem die artgerechte Tierhaltung (89 Prozent) und die geringere Schadstoffbelastung (84 Prozent) im Zusammenhang mit einem höheren Gesundheitsbewusstsein. Gleichzeitig wollen 90 Prozent der Befragten damit Händler aus der Region unterstützen, was ebenso Effekte für den Klimaschutz hat. Auch das Beispiel Österreich zeigt, dass eine politische Durchsetzbarkeit gegeben ist. In Österreich ist der Anteil der Biolandwirtschaft zwischen 1997 und 2006 von 7 Prozent auf 14 Prozent angestiegen (BÖHM EL AL. 1999; INTERWIES ET AL. 2004; BLE 2006). Die **Kontrollierbarkeit** der ökologischen Landwirtschaft ist problemlos durch die Einhaltung der Verordnung des Rates vom 24. Juni 1991 über ökologischen Landbau und die entsprechende Kennzeichnung der landwirtschaftlichen Erzeugnisse und Lebensmittel (Nr. 2092/91 EWG)¹⁰², möglich. Lediglich durch höhere Verwaltungskosten und Kontrollkosten müssen Abstriche bei der **Verwaltbarkeit** gemacht werden, daher wird diese durch OSTERBURG et al. (2007) mit gut angegeben.

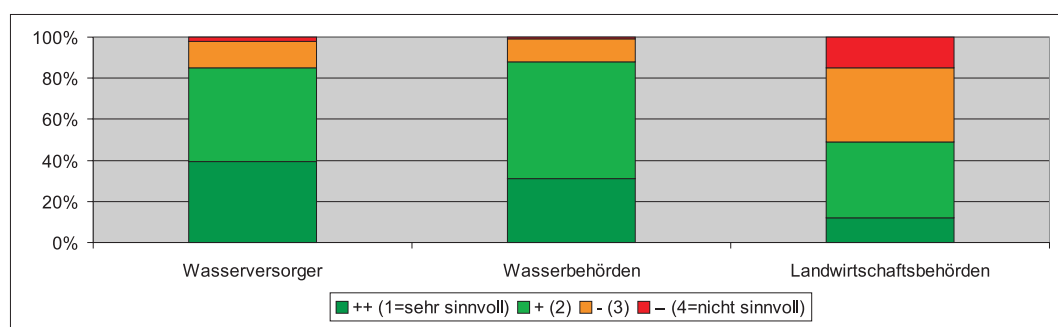


Abbildung 18:
Bewertung der ökologischen Landwirtschaft
Quelle: Flaig et al. 2002, S. 71

¹⁰² Zum 1.1.2009 tritt die neue Verordnung über die ökologische/biologische Produktion und Kennzeichnung von ökologischen/biologischen Erzeugnissen in Kraft vom 28. Juni 2007

(Nr. 834/2007 EG) in Kraft, zeitgleich wird die alte Verordnung Nr. 2092/91 EWG aufgehoben.

6.2.1.5 Beratung

Auf Akzeptanzprobleme dürfte eine unentgeltliche Beratung nicht stoßen, da sie lediglich mit einem Zeitaufwand für den Landwirt verbunden ist. OSTERBURG (2002) geht daher von einer hohen Akzeptanz der Beratung aus. Beachtet werden sollte jedoch, dass die Schulungen in Zeiten geringer landwirtschaftlicher Aktivität stattfinden, d.h. sie sollten insbesondere außerhalb der Erntezeiten und vorwiegend in den Abendstunden durchgeführt werden. Die hohe Akzeptanz und die gute Durchsetzbarkeit spiegelt sich auch bei FLAIG et al. (2002) wider. Auf einer Skala von eins bis vier erhielt die Fachberatung bei den Wasserversorgern (1,43), den Wasserbehörden (1,28) und den Landwirtschaftsbehörden (1,44) im Durchschnitt einen sehr guten Wert (siehe Abbildung 19).

Die **Kontrollierbarkeit** stellt keinerlei Probleme dar, da sie einfach über eine Teilnahmebestätigung möglich ist. Auch die **Verwaltbarkeit** ist gegeben. Lediglich die Auswahl der Betriebe mit einem hohen Minderungspotential kann zu höheren Transaktionskosten führen. Problematisch ist die Kontrolle der Umsetzung der in der Beratung vorgeschlagenen Maßnahmen. Es kann davon ausgegangen werden, dass vor allem die Maßnahmen umgesetzt werden, aus denen der Landwirt einen wirtschaftlichen Nutzen ziehen kann oder die zumindest kostenneutral für diesen sind. Maßnahmen die einen hohen Anpassungsbedarf erzeugen oder zu betriebswirtschaftlichen Nachteilen führen, werden wahrscheinlich nur dann umgesetzt, wenn eine Förderung damit verbunden ist oder der Landwirt Auflagen zu befürchten hat (OSTERBURG 2002).

6.2.1.6 Kooperationen

Konkrete Aussagen über die **Akzeptanz** von Kooperationen sind in der Literatur nicht zu finden, dennoch ist von einer sehr hohen Akzeptanz auszugehen, da es sich in der Regel um freiwillige Vereinbarungen handelt.

Die Akzeptanz dürfte, wie bei den Einzelmaßnahmen, jedoch in einem starken Maße von der Höhe der Ausgleichszahlungen abhängen. SEITZ (2007) macht jedoch auch deutlich, dass die Qualität der Beratung in einem hohen Maße den Erfolg und die Akzeptanz einer Kooperation beeinflussen kann. Ein weiteres Indiz für die hohe Akzeptanz bietet die Umfrage von FLAIG ET AL (2002):

„Zusammenfassend ist zur Bewertung und Sinnhaftigkeit von präventiven Maßnahmen zum Grundwasserschutz anzuführen, dass eher auf dialogorientierte (Fachberatung), informationsbezogene (Nährstoffanalyse und -buchführung) und bedarfsorientierte (Begrünung und Zwischenfruchtfolge, Gülleausbringung nach Wachstumsbedarf der Nutzpflanzen) Aktivitäten gesetzt wird.“

Bei allen aufgezählten Maßnahmen handelt es sich um Maßnahmen die auch innerhalb von Kooperationen zur Anwendung kommen. Während als Vorteile von Kooperationen, gegenüber ordnungsrechtlichen Maßnahmen, vor allem der standortbezogene Maßnahmenkatalog und die sehr hohe Akzeptanz gesehen werden, sind Kritikfelder, dass Kooperationen momentan weitestgehend auf Trinkwasserschutzgebiete beschränkt sind und sich die positiven Umweltauswirkungen nicht genau quantifizieren lassen. Die **Kontrollierbarkeit** der Kooperationen hängt stark von den umzusetzenden Maßnahmen ab. Die Wasserversorgungsunternehmen werden jedoch auch im Rahmen der Kooperationen darauf achten, dass insbesondere die Maßnahmen in den Kooperationsvertrag aufgenommen werden, die sie mit relativ einfachen Mitteln kontrollieren können. Grundsätzlich hängen die Kontrollmöglichkeiten daher von den konkreten Maßnahmen ab. Denkbare Überwachungsmöglichkeiten sind Feldbegehungen, Betriebsbegehungen, Viehzählungen oder Auswertung von Schlagkarteien. Eine Aussage zur Verwaltbarkeit

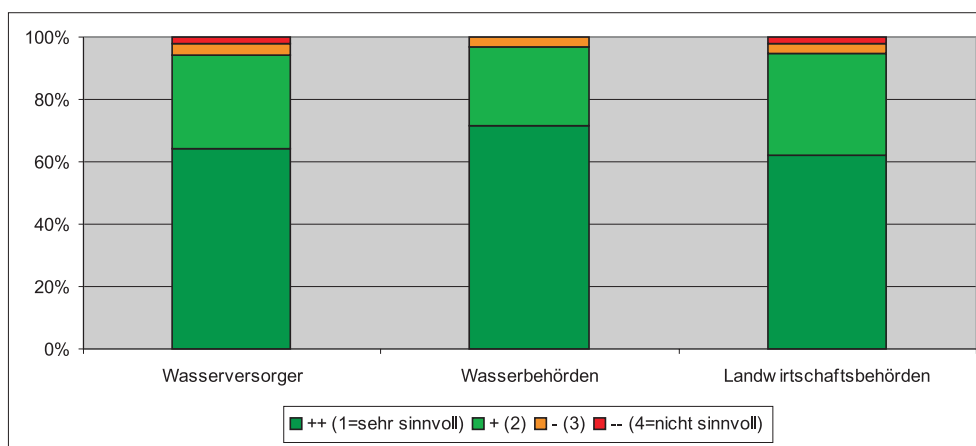


Abbildung 19:
Bewertung der Fachberatung
Quelle: FLAIG ET AL. 2002

kann nicht getroffen werden. Auffällig ist jedoch, dass die Beratung innerhalb der Kooperationen einen hohen Stellenwert einnimmt. Wie Bereits in Kapitel 7.1.3 beschrieben, lagen die Beratungskosten nach BACH ET AL. (2006) bei ca. 64 Prozent der Gesamtausgaben, zu einem ähnlichen Ergebnis kamen BACH UND FREDE (1995) bereits 10 Jahre zuvor.

6.2.1.7 Abgabe/Steuer auf mineralischen Stickstoffdünger

Auch wenn sich in der Literatur keine genauen Angaben zur Akzeptanz einer Stickstoffsteuer bzw. –abgabe finden lassen, ist davon auszugehen, dass die Akzeptanz niedrig ist. Bei einem hektarbezogenen Rückfluss dürften Landwirte, die von diesem Rückfluss profitieren würden, der Stickstoffsteuer positiv gegenüber stehen. Die von FLAIG ET AL. (2002) durchgeführte Umfrage macht deutlich, dass die Stickstoffsteuer momentan nicht als sinnvolles Mittel zur Reduzierung der Stickstoffbelastung angesehen und deshalb mehrheitlich abgelehnt wird. Auf einer Skala von eins bis vier bewerteten die Wasserversorger die Abgabe mit 2,91, die Wasserbehörden mit 3,48 und die Landwirtschaftsbehörden mit 3,39 (siehe Abbildung 20).

Die hohe Ablehnung, insbesondere bei Wasserversorgern und Wasserbehörden, lassen darauf schließen, dass einerseits der regionale Gewässerschutz nicht gewährleistet ist und andererseits Erfahrungswerte im Umgang und mit den damit evtl. verbundenen Erfolgen fehlen. Ein weiterer Grund, vor allem bei den Wasserbehörden, dürfte auch der zu erwartende Widerstand gegen eine Stickstoffsteuer sein. Sinnvoll erscheint daher eine aufkommensneutrale Gestaltung der Abgabe. Ein hektarbezogener Rückfluss würde jedoch dazu führen, dass insbesondere Viehbetriebe, die durch Wirtschaftsdünger

maßgeblich zur Nitratbelastung beitragen, einen Nutzen aus einer solchen Abgabe erzielen würden. Vernünftiger wäre es daher, das Aufkommen der Steuer für zusätzliche Beratungsmaßnahmen, zur Förderung der ökologischen Landwirtschaft oder für andere Gewässerschutzmaßnahmen zu verwenden. Wie die Existenz der zwei Stickstoffsteuern in Dänemark und Schweden beweisen, ist die Einführung einer Stickstoffsteuer durchsetzbar, wenn auch mit erheblichem Widerstand, insbesondere von Seiten der Landwirte, zu rechnen ist. Eine EU-weit einheitliche Regelung hätte den Vorteil, dass kein Land um Wettbewerbsnachteile für die einheimische Landwirtschaft fürchten müsste. Bezüglich **Administration und Kontrolle** stellt die N-Abgabe auf mineralischen Dünger keine Probleme dar, dass heißt sie wäre mit geringen Kosten und niedrigem Kontrollaufwand durchführbar, da sie direkt beim Erzeuger erhoben werden könnte.

6.2.1.8 Zwischenfazit

Die zusammenfassende Tabelle 18 zeigt, wenn auch sehr vereinfachend, die Durchsetzbarkeit der dargestellten Maßnahmen. Während die Kontrollierbarkeit und die Verwaltbarkeit in den meisten Fällen gut bis sehr gut sind, treten bei der Akzeptanz¹⁰³ unter den Landwirten deutliche Schwankungen zwischen den einzelnen Maßnahmen auf. Daran wird deutlich, dass die Akzeptanz einen entscheidenden Faktor bei der Umsetzung spielen kann.

Dennoch sollte die Akzeptanz nur einen Aspekt bei der Auswahl der Maßnahmen bilden. Im Vordergrund sollte auch neben dem ökologischen Nutzen immer auch die Kostenwirksamkeit einer Maßnahme stehen. Die Notwendigkeit insbesondere den ökologischen Nutzen stärker zu berücksichtigen wird auch daran deutlich, dass

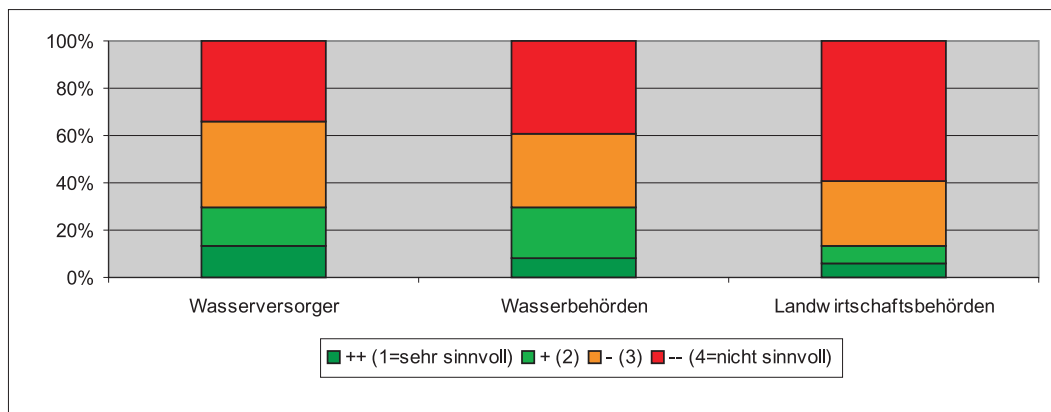


Abbildung 20:
Bewertung der Abgabe auf Stickstoffdünger Landwirtschaft
Quelle: FLAIG ET AL. 2002

¹⁰³ Die Akzeptanz unter den Landwirten hängt dabei häufig von der Höhe der Ausgleichszahlungen und den erzielbaren Agrarpreisen ab. So wird bspw. die Stilllegung von Ackerflächen für den Landwirt mit steigenden Agrarpreisen zunehmen

unattraktiv. Die Attraktivität könnte demnach nur erhalten bleiben wenn gleichzeitig die Ausgleichszahlungen für die Flächenstilllegung erhöht werden.

Tabelle 18: Übersicht über die Umsetzbarkeit von Maßnahmen

Maßnahmen	Akzeptanz	Kontrollierbarkeit	Verwaltbarkeit
Umwandlung von Ackerland in Grünland			
Stilllegung von Flächen			
Uferrandstreifen			
Zwischenfruchtanbau			
Untersaaten			
Direktsaaten			
Reduzierung der Bodenbearbeitung			
Ökologische Landwirtschaft			
Beratung			
Kooperationen			
Stickstoffabgabe*			

* Je nach Ausgestaltung der Stickstoffabgabe bzw. -steuer, sind die Kontrollierbarkeit und Verwaltbarkeit unterschiedlich zu beurteilen. Während eine Abgabe die beim Produzenten ansetzt nur geringe Verwaltungs- und Kontrollkosten verursacht, ist eine Abgabe die beim Landwirt ansetzt mit einem höheren Aufwand verbunden. Quelle: Eigene Zusammenstellung

vor allem die Maßnahmen die ein hohes bis sehr hohes Stickstoffminderungspotential pro Hektar aufweisen – hierzu gehören die Umwandlung von Ackerland in Grünland, Stilllegung von Flächen und Ökologische Landwirtschaft – nur eine geringe Akzeptanz unter den Landwirten besitzen.

6.2.2 Die Rolle des Verursacherprinzips bei der Finanzierung von Maßnahmen und die Verhältnismäßigkeit von Maßnahmekosten für die Landwirtschaft

Wie die Bestandsaufnahme nach Artikel 5 und das Monitoring belegen, werden erhebliche und kostenintensive Anstrengungen notwendig sein, um die Gewässerbelastungen aus der landwirtschaftlichen Flächen-nutzung so weit zu verringern, dass der gute Zustand der Gewässer bis zum Jahre 2015 erreicht werden kann. Erste Berechnungen der Bundesländer zu den erwarteten Kosten der Maßnahmenprogramme zeigen, dass die benötigten finanziellen Mittel bisherige Budgets für den Gewässerschutz deutlich übersteigen. Vor diesem Hintergrund stellt sich die Fragen, wer die Kosten der erforderlichen Maßnahmen tragen wird, welche Fördertöpfe in Anspruch genommen werden können, und unter welchen Umständen die Durchführung der Maßnahmen über einen längeren Zeitraum gestreckt werden kann, um in Einzelfällen unverhältnismäßige Belastungen von Kostenträgern zu vermeiden.

Das Verursacherprinzip bildet einen wesentlichen Leitgedanken für den WRRL-Umsetzungsprozess. Entsprechend sollte die Landwirtschaft an der Finanzierung der nötigen Maßnahmen zur Reduktion diffuser Gewässerbelastungen mit beteiligt werden. Dem Aus-

maß der finanziellen Beteiligung der Landwirtschaft sind jedoch gewisse Grenzen gesetzt, wenn der Sektor Landwirtschaft grundsätzlich erhalten und wettbewerbsfähig bleiben soll.

Ausnahmen: „Zumutbarkeit“ von Maßnahmekosten für Kostenträger

Mit Artikel 4 erkennt die WRRL die Notwendigkeit eines effizienten Mitteleinsatzes im Umsetzungsprozess der Richtlinie an, der unverhältnismäßig hohe *Kosten* für die nötigen Maßnahmen als eine mögliche Begründung für Ausnahmetatbestände von der Zielerreichung anführt. Konkret räumt Artikel 4 Abs. 4 (bzw. WHG § 25 c) den Mitgliedsstaaten die Möglichkeit ein, von Fristverlängerungen um sechs bzw. zwölf Jahren Gebrauch zu machen, wenn die nötigen Maßnahmen zur Zielerreichung mit unverhältnismäßig hohen *Kosten* verbunden sind.¹⁰⁴ Die Entscheidung, ob eine Maßnahme (bzw. ein Maßnahmenbündel) unverhältnismäßig ist, lässt sich unterteilen in die Frage der ‚Zumutbarkeit‘ (affordability) – sind die Kostenträger in der Lage die Kosten zu übernehmen – und die Frage der ökonomischen Verhältnismäßigkeit im engeren Sinne – stehen die zu erwartenden Kosten in einem akzeptablen Verhältnis zu dem Nutzen der Zielerreichung, bzw. lassen sich die Kosten mit dem zu erwartenden Nutzen rechtfertigen (siehe hierzu KLAUER ET AL. 2007).

¹⁰⁴ Über die Fristverlängerung hinaus ermöglicht Artikel 4 Abs. 5 (bzw. WHG § 25 d) die Festlegung weniger strenger Umweltziele. Diese Ausnahmeregelung kann von den Mitgliedsstaaten dann in Anspruch genommen werden, wenn die Gewässer „durch menschliche Tätigkeiten [...] so beeinträchtigt sind oder ihre natürlichen Gegebenheiten so beschaffen sind, dass das Erreichen dieser Ziele in der Praxis nicht möglich oder unverhältnismäßig teuer wäre.“

Die Frage der ‚Zumutbarkeit‘ von Maßnahmekosten für Kostenträger spielt besonders in der Debatte um die Kostenanlastung an den Sektor Landwirtschaft eine Rolle.

Gefördert oder Gefordert?

Nach der Auslegung von KLAUER ET AL. (2007) zieht die Feststellung der Zahlungsunfähigkeit eines Sektors zunächst die Frage nach sich, ob durch eine Umverteilung der Kostenträgerschaft auf andere Akteure, oder aber letztlich auf den Staat eine Verhältnismäßigkeit der Kosten insgesamt erreicht werden kann. Auch auf der Ebene des Staates kann aufgrund eines begrenzten Budgets zunächst auf „unzumutbare“ Kosten plädiert werden. Da die WRRL jedoch ratifiziert wurde, stellt diese Argumentation keinen langfristigen Begründungsweg dar, da eine Restrukturierung vorhandener Budgets auf längere Sicht möglich ist. Die Fristverlängerung ermöglicht es dennoch, den bestehenden politischen Rahmenbedingungen Rechnung zu tragen: Eine Aufstockung des Budgets für den Gewässerschutz bedeutet gleichzeitig eine Umverteilung vorhandener Mittel. Wird also mehr Geld für den Gewässerschutz in den Landeshaushalt eingestellt, damit die Landwirtschaft als Verursacher nicht übergebühr belastet wird, bedeutet dies gleichzeitig, dass weniger Geld für andere Politikbereiche zur Verfügung steht. Da über neue Instrumente, wie bspw. ein Wassernutzungsentgelt, bislang nur am Rande nachgedacht wird, steht in den meisten Bundesländern zunächst die zweckgerichtete Umschichtung vorhandener Fördertöpfe im Vordergrund. So können bspw. die Programme zur Förderung der ländlichen Entwicklung stärker auf die WRRL Anforderungen ausgerichtet werden oder Synergieeffekte zu Fördermaßnahmen im Bereich der Umsetzung von Natura 2000 stärker erschlossen werden (siehe unten).

Inwieweit die Begründung unzureichender finanzieller Mittel für eine Fristverlängerung zur Erreichung des guten Zustands tragfähig sein wird, müssen die andauernden Diskussionen auf EU Ebene erst zeigen. Momentan zeichnet sich jedoch ab, dass einige Mitgliedsstaaten, darunter Großbritannien, Frankreich und Spanien der finanziellen „Zumutbarkeit“ von Kosten für einzelne Kostenträger Rechnung tragen wollen. Es besteht jedoch Einigkeit darüber, dass alternative Finanzierungsoptionen zunächst geprüft werden müssen, und die Entscheidung über Ausnahmetatbestände insgesamt auf der Basis eines transparenten Verfahrens zu erfolgen hat und sich an objektiven Kriterien orientieren sollte.¹⁰⁵ In Deutschland wird die Verhältnismäßigkeit von Maßnahmekosten für Kostenträger zumindest für

den ersten Bewirtschaftungszyklus (2009 - 2015) eine Rolle bei der Begründung von Ausnahmetatbeständen spielen. Die Frage, wie viel der Landwirtschaft an weiteren finanziellen Belastungen zugemutet werden kann, steht dabei im Fokus der Debatte.

Landwirtschaft: Finanzierung durch Förderung im Vordergrund

Eine Befragung der zuständigen Landesministerien im Zuge der Berichtserstellung hat gezeigt, dass bislang keine abschließenden Informationen zu den Finanzierungsmechanismen für Maßnahmen zur Reduktion diffuser Gewässerbelastungen vorliegen. Eine wichtige Rolle wird jedoch der Inanspruchnahme europäischer Fördermittel und der optimierten Ausreichung vorhandener Förderprogramme zugeschrieben. Auf europäischer Ebene bestehen vielfältige Finanzierungsmöglichkeiten über bestehende Instrumente, die jedoch teilweise außerhalb des traditionellen wasserwirtschaftlichen Betrachtungsrahmens liegen und daher einen erhöhten Austausch und Koordination zwischen Fachbereichen erfordern werden. Neben den bereits in Kapitel 3.1.3. ausführlich diskutierten und vielfältigen Finanzierungsmöglichkeiten, die der Europäische Landwirtschaftsfond für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) bietet, können auch die folgenden (Ko-)Finanzierungsoptionen auf europäischer Ebene zur Finanzierung von gewässerbezogenen Maßnahmen herangezogen werden:

- Europäischer Fond für Regionale Entwicklung (EFRE)
- Europäischer Sozialfond (ESF),
- EVGZ – Europäischer Verbund für Grenzüberschreitende Zusammenarbeit
- Europäischer Fischerei Fond (EFF), und
- das unterstützende Förderprogramm Life+.

Dabei ist jedoch anzumerken, dass der Gewässerschutz nur eine von einer Vielzahl miteinander wettstreitender Förderprioritäten darstellt. Entsprechend werden die zur Verfügung stehenden Mittel vermutlich nicht ausreichen, um den ‚guten Zustand‘ in Bezug auf Belastungen aus der Landwirtschaft zu erreichen. Erste Berechnungen aus den Bundesländern zeigen bereits, dass die notwendigen Aufwendungen zur Zielerreichung der WRRL die bislang eingesetzten Budgets zum Gewässerschutz deutlich übersteigen.

¹⁰⁵ Für den deutschen Kontext wurden im Rahmen eines Projektes im Auftrag der Bund-Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser Kriterien für diesen Abwägungsprozess erarbeitet, siehe KLAUER ET AL. 2007.

6.3 Fazit

In der folgenden Tabelle 19 sind die Informationen des Kapitels 6.1.2 noch einmal zusammenfassend dargestellt, um einen Überblick über die untersuchten Maßnahmen zu geben. Die in Tabelle 19 abgebildeten Maßnahmen stellen nur einen Ausschnitt aus dem möglichen Maßnahmenspektrum dar. Weitere Maßnahmen, die insbesondere im Rahmen von Kooperationen zur Anwendung kommen, sind in den Studien von OSTERBURG ET AL. (2007) und BAW UND WPA (2007A; 2007B) aufgearbeitet. In der Studie von OSTERBURG ET AL. (2007) wurden darüber hinaus kosteneffiziente Maßnahmekombinationen dargestellt. Die Studie bietet somit eine mögliche Arbeitsgrundlage zur Auswahl von vorbeugenden Maßnahmen zur Nitratreduktion in der Landwirtschaft.

Ranking der Maßnahmen gestaltet sich als schwierig

Wie die Übersicht in Tabelle 19 zeigt, lässt sich keine Maßnahme klar favorisieren, vielmehr ist die Entscheidung für eine Maßnahme immer auch eine Einzelfallentscheidung, welche vor Ort getroffen werden muss, da zahlreiche Faktoren, wie Bodentyp, kleinräumiges Klima, Betriebstyp und Art der Flächennutzung die Wirksamkeit einer Maßnahme erheblich beeinflussen können. Deutlich wird dies an den teilweise erheblichen Spannbreiten der Kostenwirksamkeit bzw. des Minderungspotentials. Zusätzlich schwanken die Einschätzungen der Kostenwirksamkeit auch erheblich zwischen den verschiedenen Studien.

Vor dem Hintergrund knapper werdender Personalmittel für Verwaltung und Beratung kommen Maßnahmen, die leicht umsetzbar sind und ein hohes Minderungspotential besitzen, eine besondere Bedeutung zu (NOLTE UND OSTERBURG 2006). Auch wenn die Akzeptanz bei den Landwirten einen hohen Stellenwert bzgl. der Umsetzbarkeit von Maßnahmen einnimmt, darf Konflikten vor dem Hintergrund der Umsetzungsziele der WRRL nicht aus dem Weg gegangen werden. Einen wichtigen Stellenwert bei der Auswahl von Maßnahmen nehmen auch die Kontrollkosten und die Verwaltbarkeit ein. So ergab eine Untersuchung des niedersächsischen ländlichen Entwicklungsprogramms PROLAND, dass der Verwaltungskostenanteil bei Agrarumweltmaßnahmen bei ca. 50 Prozent der Ausgleichszahlungen liegt (NOLTE UND OSTERBURG 2006, nach MEYER 2004). Darüber hinaus muss das

ökologische Potenzial und die Kostenwirksamkeit bei der Auswahl der Maßnahmen entsprechend berücksichtigt werden. Bspw. besitzen die Maßnahmen mit dem höchsten Minderungspotential – Umwandlung von Ackerland in Grünland, Stilllegung von Flächen und ökologische Landschaft – nur eine geringe Akzeptanz unter den Landwirten.

Auffällig ist, dass die insbesondere die Flächennutzungsänderungen „Umwandlung Ackerland in **Grünland**“ und nach einigen Studien auch die „**Gewässerandstreifen**“, bezüglich ihres Minderungspotentials eine relativ schlechte Kostenwirksamkeit aufweisen (OSTERBURG ET AL. 2007, SCHULTKEIß ET AL. 2003), da die Flächen einen hohen Ertrag abwerfen und damit hohe Ausgleichszahlungen als Entschädigung geleistet werden müssen. Die im Verhältnis zu den anderen Maßnahmen schlechte Kosteneffizienz könnte sich jedoch verbessern, wenn der Zusatznutzen in die Betrachtung mit einbezogen wird. Erstaunlich ist, dass die **ökologische Landwirtschaft**, obwohl sie in der öffentlichen Diskussion oft als sehr kostenintensiv dargestellt wird, bzgl. der Kostenwirksamkeit konkurrenzfähig gegenüber zahlreichen anderen Maßnahmen ist, welches alle drei Studien, die die ökologische Landwirtschaft auf das Nitratminderungspotenzial hin untersucht haben, bestätigen. Das heißt, dass die Kosten pro reduziertem Kilogramm Stickstoff gleich auf bzw. zum Teil sogar unter denen anderer Maßnahmen liegen. Darüber hinaus kam eine Berechnung der Kommunalen Wasserwerke zu dem Ergebnis, dass die Kosten einer technischen Trinkwasseraufbereitung im Wasser gut Canitz siebenmal so teuer gewesen wäre wie die Umstellung auf ökologischen Landbau (SCHÄFER ET AL. 2007). Eine wichtige Rolle im Umsetzungsprozess der erwähnten Maßnahmen spielt zudem die **Beratung**. Die Beratung kann vor allem das Problemverständnis fördern und die Akzeptanz für Maßnahmen erhöhen, da die Beratung die betroffenen Landwirte in den Prozess integriert.

Tabelle 19: Zusammenfassende Darstellung: Kosten-Wirksamkeit der betrachteten Maßnahmen

Maßnahme:	Veröffentli- chung	Determi- nanten	Minderungspotenzial (kg N/ha bzw. N- Emissionsreduktion ggü. Ausgangswert in %)			Kosten pro ha und Jahr (Entgelt pro ha und Jahr)			Kostenwirksam- keit €/kg N bzw. €/°punkt N		
			min.	Ø	max.	min.	Ø	max.	min.	Ø	max.
Nutzungsänderungen von landwirtschaftlichen Flächen											
Umwandlung von Ackerland in Grünland	OSTERBURG AT AL. (2007)	N-Saldo	30	50	80	370	400	600	4,6	8,0	20,0
		Herbst-N _{min}	30	50	70				5,3	8,0	20,0
		N-Fracht	30	50	70				5,3	8,0	20,0
	BAW UND WPA (2007B)	N _{Ges}	>75%		100%	>300			>5,0		15,0
	SCHULTHEIß ET AL. (2003)		10		20	5		780	0,25		39,0
Stilllegung von Flächen	OSTERBURG AT AL. (2007) ¹⁾	N-Saldo	40	60	80	90		350	1,1		8,8
		Herbst-N _{min}	30		80				1,5		8,8
		N-Fracht	30		80				1,5		8,8
	BAW UND WPA (2007B) ²⁾	N _{Ges}	>75%		100%	>300			0,0		5,0
Gewässerrand- streifen	OSTERBURG AT AL. (2007)	N-Saldo						800			
		Herbst-N _{min}									
		N-Fracht									
	BAW UND WPA (2007B)	N _{Ges}	>75%		100%	0		100	0,0		5,0
	SCHULTHEIß ET AL. (2003)		10		20	96		651	8,8		60,3
Begrünung von Ackerflächen											
Zwischen- fruchtanbau ³⁾	OSTERBURG AT AL. (2007)	N-Saldo	0	20	40	40		120	1,0		120,0 ⁴⁾
		Herbst-N _{min}	20		60				0,7		5,0
		N-Fracht	15		50				0,8		6,7
	BAW UND WPA (2007B)	N _{Ges} (kurzfristige Wirkung)	0%		75%	>200	300	0,0		45,0	
		N _{Ges} (langfristige Wirkung)	0%		25%	>200		300		>5,0	>45,0
	SCHULTHEIß ET AL. (2003)		10		20					3,88	
	JOCOBSSEN ET AL (2005)	N-Fracht								2,1	
Untersaaten	OSTERBURG AT AL. (2007)	N-Saldo	0		15	50	80	125	3,3		15 ⁴
		Herbst-N _{min}	10	20	40				1,3	4,0	12,5
		N-Fracht	5	10	20				2,5	8,0	25,0
	BAW UND WPA (2007B)	N _{Ges} (kurzfristige Wirkung)	>50%		75%	0	100	0,0		5,0	
		N _{Ges} (langfristige Wirkung)	>25%		75%	0		100		0,0	45,0
	SCHULTHEIß ET AL. (2003)		10		20					2,2	

Maßnahme:	Veröffentli- chung	Determi- nanten	Minderungspotenzial (kg N/ha bzw. N- Emissionsreduktion ggü. Ausgangswert in %)			Kosten pro ha und Jahr (Entgelt pro ha und Jahr)			Kostenwirksam- keit €/kg N bzw. €/punkt N		
			min.	Ø	max.	min.	Ø	max.	min.	Ø	max.
Bodenbearbeitung											
Direktsaat	OSTERBURG AT AL. (2007)	N-Saldo	0	5	10	40	80	200	4,0	16,0	200,0 ⁴
		Herbst-N _{min}	0	10	20				2,0	8,0	200,0 ⁴
		N-Fracht	0	10	20				2,0	8,0	200,0 ⁴
	BAW UND WPA (2007B) ⁵⁾	N _{Ges}	>75%		100%	>200		300	0,0		5,0
Reduzierung der Intensität und Häufigkeit der Bodenbearbei- tung	OSTERBURG AT AL. (2007) ⁶⁾	N-Saldo	0		20				1,3	2,5- 4,0	60 ⁴⁾
		Herbst-N _{min}	0		40				0,6	4,0- 6,0	60 ⁴⁾
		N-Fracht	0		30	20		60	0,8	4,0- 6,0	60 ⁴⁾
Ökologische Landwirtschaft											
	OSTERBURG AT AL. (2007)	N-Saldo	30	60	120	80	170	200	0,7	2,8	6,7
		Herbst-N _{min}	20	30	80				1,0	5,7	10,0
		N-Fracht	0	20	50				1,6	8,5	200,0 ⁴
	JACOBSEN ET AL. (2005)	N-Fracht								3,8	
	BÖHM ET AL.(2002) ⁷⁾	N-Saldo		60		100		165	0,85		2,25
		N-Eintrag		20					2,5		8,25
Beratung											
	BAW UND WPA (2007B)	N _{Ges}				0		100			
	BÖHM ET AL.(2002) ⁷⁾	N-Saldo		15					0		0,75
		N-Eintrag		5					0		2,25
Kooperationen											
	BENTE ET AL. (2000) ⁷⁾	NO ₃	20		60	100		150	1,5		7,5
	GRAMEL ET AL. (2002) ⁷⁾	NO ₃	20		60		112		2,0		5,5
Abgabe/Steuer auf mineralischen Stickstoffdünger											
	MOELLER ET AL. (2004)	(100%)								0,8	
		(200%)								1,2	
	BÖHM ET AL. (2002) ⁷⁾	N-Saldo (130%)							0,75		1,15
		N-Eintrag (130%)							2,25		3,45

¹⁾ Zusammengefasst wurden die ein- bis mehrjährigen Brachen, dadurch ergeben sich Informationsverluste bzgl. der Kosten für die einzelnen Brachentypen.

²⁾ Die Untersuchung bezieht sich auf die Anlage oder den Erhalt von Stillungsflächen mit einer Ackerzahl <30, also besonders auswaschungsgefährdeten Ackerflächen.

³⁾ Zusammengefasste Maßnahmen: Zwischenfrucht mit frühem und spätem Umbruch.

⁴⁾ Dieser Wert ist in seiner Aussagekraft begrenzt, da zur Berechnung die Annahme getroffen wurde, dass das Reduktionspotential bei mindestens einem kg liegt.

⁵⁾ Direktsaat nach Winterbegrünung.

⁶⁾ Zusammengefasste Maßnahmen: Reduzierte Bodenbearbeitung nach Raps, Verzicht auf Bodenbearbeitung bis Mitte November nach der Getreideernte vor Sommerung und Verzicht auf Bodenbearbeitung nach Mais bei nachfolgendem Anbau einer Sommerung.

Eine weitere Erkenntnis der Auswertung ist, dass verschiedenen Untersuchungen die Stickstoffsteuer bzgl. ihrer Kostenwirksamkeit als konkurrenzfähig gegenüber anderen Maßnahmen ansehen, da die Kosten pro reduziertem Kilogramm Stickstoff vergleichbar sind mit anderen Maßnahmen. In der öffentlichen Diskussion spielt die Stickstoffsteuer dennoch nur eine untergeordnete Rolle. Ähnliches gilt für verschärfte Bewirtschaftungsauflagen oder eine höhere Flächenbindung in der Tierhaltung (BÖHM ET AL. 2002). Ein Grund könnte darin liegen, dass mit restriktiven Maßnahmen bzw. einer Stickstoffsteuer der Landwirt direkt belastet werden würde, bzw. der Landwirt gezwungen wäre, um die Zusatzkosten möglichst gering zu halten, Umstellungen im Betriebsablauf vorzunehmen. Bei den, außer der Stickstoffsteuer, in Kapitel 6.1.2 betrachteten Maßnahmen, handelt es sich um Maßnahmen, die häufig im Rahmen von **Kooperationen** zur Anwendung kommen. Innerhalb von Kooperationen erhält der Landwirt für die Umsetzung einer Maßnahme meist eine Entschädigung, wenn er durch die Maßnahme einen erhöhten Aufwand und/oder Mindereinnahmen befürchten muss. Die Kosten für Entschädigungen werden, von Bundesland zu Bundesland unterschiedlich, entweder durch die Wasserversorger, aus dem Wasserentnahmeentgelt oder aus dem allgemeinen Steueraufkommen beglichen. Letztendlich kommen damit die Verbraucher von Wasser, bzw. die Steuerzahler für die Finanzierung der Ausgleichszahlungen auf. Inwiefern sich die gängige Praxis der Ausgleichszahlungen mit dem Verursacherprinzip, wie es in der WRRL verankert ist, verträgt, wurde bereits in Kapitel 3.2.5 erörtert und wurde auch in der Diskussion in Kapitel 6.2.2 noch einmal aufgegriffen.

Neuen Schwung in die Diskussion um die **Einführung einer Stickstoffsteuer** könnte sowohl das Sondergutachten des Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU 2007), die Beendigung der verpflichtenden Flächenstilllegung durch die Agrarminister der Europäischen Union aber auch der erhöhte Flächendruck durch den Anbau nachwachsender Rohstoffe bringen.

Der SRU fordert in seinem Sondergutachten „Klimaschutz durch Biomasse“, dass aufgrund der immer noch hohen Stickstoffüberschüsse eine Abgabe auf Stickstoffüberschüsse von über 40 kg/ha erhoben werden und durch weitere rechtliche Regelungen unterstützt werden sollte (SRU 2007). Eine solche Abgabe zielt in eine ähnliche Richtung wie eine Stickstoffsteuer, setzt jedoch direkt auf den einzelnen landwirtschaftlich genutzten Flächen an. Problematisch könnte der damit

verbundene Verwaltungsaufwand sein. Eine Stickstoffsteuer auf mineralischen Dünger hätte den Vorteil, dass diese direkt beim Händler bzw. Erzeuger erhoben werden kann und damit der Verwaltungsaufwand relativ gering wäre. Die Stickstoffsteuer hätte jedoch, wie bereits erläutert, den Nachteil, dass sie einen kleinteiligen Gewässerschutz nicht gewährleisten kann, sie müsste daher mit anderen Maßnahmen gekoppelt werden. Zum Beispiel könnte eine Abgabe sowohl auf mineralischen Dünger als auch auf Wirtschaftsdünger eingeführt werden, wobei in diesem Fall ein höherer Verwaltungsaufwand entstehen würde, da die einzelnen Betriebe überprüft werden müssten.

Der Flächendruck, der durch den verstärkten Anbau nachwachsender Rohstoffe entstanden ist, könnte die Diskussion ebenso beeinflussen (NOLTE 2007), da inzwischen auf ca. 400.000 Hektar der 1.000.000 Hektar Stilllegungsflächen in Deutschland nachwachsende Rohstoffe angebaut werden (DBV 2007). Die Beendigung der verpflichtenden Flächenstilllegung führt nach Deutschen Bauernverband (DBV) dazu, dass weitere 200.000 Hektar Stilllegungsflächen für die Produktion reaktiviert werden könnten (DBV 2007). Die damit verbundene Gefahr steigender Nitratbelastungen könnte dazu führen (ATT ET AL. 2008), dass in naher Zukunft erneut über rechtliche Regelungen zur Nitratreduzierung nachgedacht werden muss, dabei könnte auch die Diskussion um eine Stickstoffsteuer neu aufkommen.

Auch der Aspekt des Klimawandels sollte bei der Diskussion über eine Stickstoffsteuer nicht ausgeklammert werden, da die Herstellung von mineralischem Dünger sehr energieintensiv ist. So gehören die Mineraldünger produzierenden Unternehmen zu den größten Erdgasabnehmern in Europa und verursachen damit einen hohen CO₂-Ausstoß. (OSTERBURG 2007)

Die Internalisierung von Umwelt- und Ressourcenkosten könnte bei den Überlegungen zu einer Stickstoffsteuer oder Abgabe, egal welcher Art, zusätzlich eine Rolle spielen, da bei einer Verwendung des Aufkommens für den Gewässerschutz die Landwirtschaft an den Kosten der Umsetzung der WRRL beteiligt werden würde.

In eine ähnliche Richtung zielt auch LORENZEN (2006), der eine erneute Reform der gemeinsamen Agrarpolitik fordert. Ziel sollte dabei sein, dass Fördermittel in einem noch stärkeren Maße an eine umwelt- bzw. gewässerschonende Bewirtschaftung gekoppelt werden. Dies würde bedeuten, dass nur noch die

landwirtschaftlichen Betriebe Fördermittel erhalten, die verschärfte Bewirtschaftungsauflagen einhalten.

Wie aus Abbildung 21, sowie aus Kapitel 6.1.1 hervorgeht sind die End-of-Pipe-Technologien den Kooperationen und damit den vorsorgenden Maßnahmen im Durchschnitt finanziell unterlegen. Dieser Zustand muss jedoch nicht immer so anhalten. Obwohl der technische Trinkwasserschutz in Deutschland nur eine untergeordnete Rolle spielt, bewegen sich einige technische Lösungen in Größenordnungen, in denen sie gegenüber der Prävention konkurrenzfähig sind. Bleibt die Wirksamkeit vorbeugender Maßnahmen, zumindest in einigen Anwendungsfällen, weiterhin hinter den Erwartungen zurück, muss damit gerechnet werden, dass die Wasserversorger, zumindest bei ausbleibender Unterstützung, auf längere Sicht als Förderer des vorbeugenden Trinkwasserschutzes ausfallen könnten. Wenn ein Trinkwasserversorger vorbeugenden Trinkwasserschutz betreibt, leistet er eine Aufgabe, die über den eigentlichen Zweck der Trinkwasserbereitstellung, dem reinen Schutz der Ressource Trinkwasser, hinausgeht. Hierzu gehören der Bodenschutz, der Naturschutz und der Klimaschutz. Um den kooperativen Gewässerschutz zu erhalten und auszubauen, ist daher auch zukünftig eine enge Zusammenarbeit zwischen Landwirtschaft, Wasserversorgern und den zuständigen Behörden notwendig.

Wie die Ausführungen aus Kapitel 6.2.2 belegen, wird der Landwirtschaft bei der Umsetzung und der Finanzierung von Maßnahmen zur Zielerreichung der WRRL

eine bedeutende Rolle zukommen. Ob und in welchem Ausmaße die Landwirtschaft zur Finanzierung von Maßnahmen herangezogen werden wird, ist in den meisten Bundesländern jedoch noch unklar. Auch das Ausmaß der Gesamtkosten für die Maßnahmenprogramme, bzw. der Anteil der Maßnahmen zur Beseitigung diffuser Belastungen an den Gesamtkosten, ist in der Regel noch nicht bekannt. Es zeichnet sich jedoch bereits ab, dass weitere finanzielle Belastungen der Landwirtschaft oft als eine unverhältnismäßige Belastung angesehen werden, so dass zunächst eine effektivere Ausrichtung bestehender Förderinstrumentarien im Mittelpunkt der Betrachtung steht. Dabei zeichnet sich ab, dass europäischen Förderprogrammen, allen voran ELER, eine entscheidende Bedeutung bei der Finanzierung von WRRL-bezogenen Maßnahmen zukommen wird. Eine Aufstockung vorhandener Budgets für die Umsetzung der WRRL scheint nur in sehr begrenztem Ausmaß stattzufinden. Insgesamt ist festzuhalten, dass auf europäischer Ebene ein breites Spektrum an Finanzierungsmöglichkeiten für Maßnahmen zur Umsetzung der WRRL zur Verfügung steht. Die Schwierigkeiten werden darin bestehen, diese Vielfältigkeit zu durchdringen und einen Überblick über die verschiedenen Möglichkeiten der EU-Finanzierung zu erlangen, sowie die Synergieeffekte mit anderen Politikbereichen wie dem Naturschutz (Natura 2000 und FFH) und der Landwirtschaft optimal zu nutzen. Wichtig erscheint auch, dass zunächst die Effektivität von Maßnahmen bei der Auswahl im Vordergrund steht und nicht (allein) die Verfügbarkeit von Mitteln entscheidet.

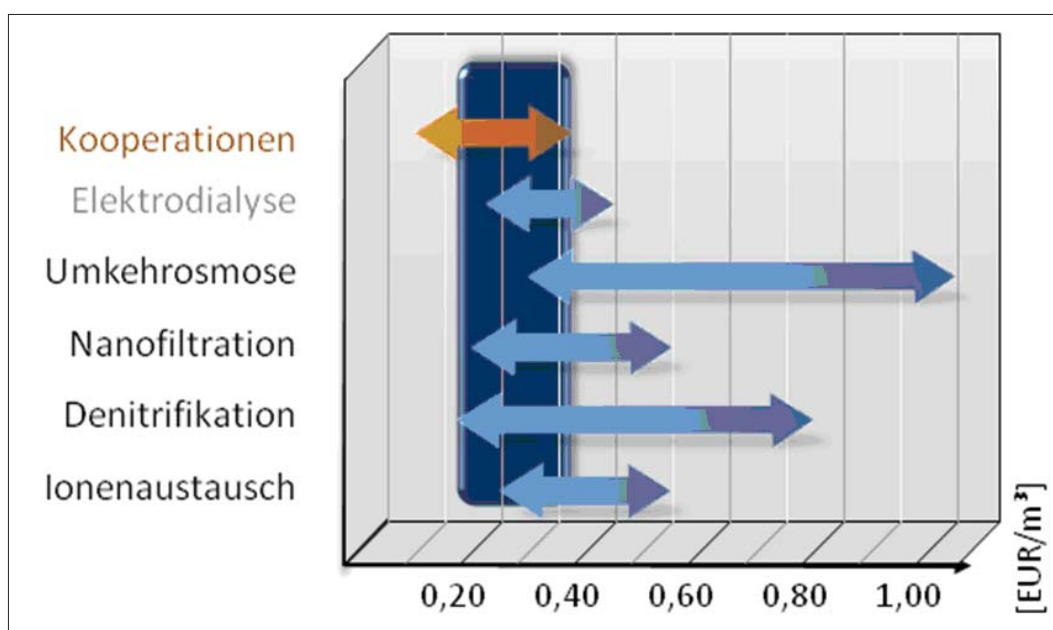


Abbildung 21: Kostenvergleich* zwischen Kooperationen und End-of-Pipe Techniken.
Quelle: Eigene Darstellung¹⁰⁶

* Um die Kosten der End-of-Pipe Technologien, welche nur in EUR/m³ vorliegen, mit denen des vorsorgenden Gewässerschutzes vergleichbar zu machen, wurden den nachsorgenden Verfahren die Kosten von Kooperationen ebenfalls in EUR/m³ - nach Gramel et al. (2002) und Bach et al. (2006) - gegenübergestellt.

¹⁰⁶ Werte zusammengestellt aus verschiedenen Quellen, s. Fn. 61.

7 Reicht der rechtliche und politische Rahmen aus?

In den vorangegangenen Kapiteln wurden die politischen und rechtlichen Rahmenbedingungen inklusive der entsprechenden Maßnahmen zu deren Umsetzung vorgestellt. Die nach wie vor hohen Nitratbelastungen in Grundwasserkörpern und Oberflächengewässern in einigen Regionen Deutschlands belegen jedoch die Notwendigkeit zu prüfen, inwieweit bestehende Regelungen überarbeitet oder verschärft, die politische Durchsetzbarkeit überprüft und die Umsetzung vorhandener Instrumente verbessert werden müsste. Berücksichtigt werden sollten auch sich verändernde Rahmenbedingungen, wie der zunehmende Anbau von Biomasse und steigende Preise für Agrargüter, die eine Ausweitung landwirtschaftlich genutzter Flächen sowie eine zunehmende Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung erwarten lassen.

Vor diesem Hintergrund werden in diesem Kapitel Anregungen gegeben, wie durch eine weiterreichende Ausschöpfung der bestehenden Gesetze und Verordnungen, aber auch durch zusätzliche Instrumente das Ziel des „guten Zustandes“ der Gewässer flächendeckend erreicht werden kann.

Cross Compliance

Mit Cross Compliance wurde ein Instrument eingeführt, das Subventionen an die Landwirte an bestimmte Mindeststandards u.a. im Umweltbereich knüpft (siehe Abschnitt 3.1). Die Cross Compliance Regelungen umfassen fast alle landwirtschaftlichen Betriebe in Deutschland. Damit ist auf der einen Seite die Gefahr, dass Landwirte in größerem Umfang außerhalb des Beihilfesystems der EU produzieren, als gering zu bewerten, und auf der anderen Seite das Potential hoch, dass die Anforderungen von Cross-Compliance flächenwirksam einen Beitrag für den Gewässerschutz leisten können.

Bislang liegt der Schwerpunkt der Anforderungen zur Erhaltung der landwirtschaftlichen Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand auf dem Bodenschutz. Empfehlenswert wäre, diesen auf den **Gewässerschutz** auszuweiten. Vor diesem Hintergrund ist der Vorschlag der Europäischen Kommission begrüßenswert, die Anlage von Gewässerrandstreifen als weitere Anforderung für die Erhaltung der landwirtschaftlichen Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand einzuführen. Ähnliche Anforderungen finden sich bereits in der nationalen Umsetzung von Cross Compliance in Frankreich und Großbritannien. Berücksichtigt werden sollte auch in diesem Zusammenhang die voraussicht-

liche Aufhebung der Flächenstilllegung. Um einen ökologischen Ausgleich für diese Flächen zu schaffen, könnte auch verbindlich vorgeschrieben werden, einen bestimmten Prozentsatz an ökologischen Ausgleichsflächen pro landwirtschaftlichen Betrieb auszuweisen. Diese Regelung würde zum einen alle Landwirte gleichermaßen betreffen und nicht nur diejenigen mit Gewässern, und zum anderen könnten die Landwirte je nach Gegebenheit auf dem Betrieb zielgerichtet diejenigen Flächen auswählen, die den größten Nutzen für den Umwelt- und Naturschutz haben. Hierfür wäre eine begleitende fachliche Beratung erforderlich. Zudem hätte eine diesbezügliche Anforderung in Cross-Compliance den Vorteil, dass alle Landwirte der EU vergleichbaren Regeln unterlägen und entsprechend keine Wettbewerbsbenachteiligung der deutschen Landwirtschaft entstünde.

Auch eine Verbesserung der Anforderungen zum Erosionsschutz und zum Erhalt der organischen Substanz sollte angestrebt werden, da die derzeitigen Regelungen nur eine geringe Steuerungswirkung haben und kaum Restriktionen für die landwirtschaftlichen Betriebe beinhalten. Bislang ist z.B. die Bestimmung des Bodenumusgehaltes die einzige Methode, die auf den tatsächlichen Humusgehalt im Boden eingeht und Vorgaben zum Mindestgehalt macht.

Darüber hinaus sollte eine Verschärfung der Regelungen zum Erhalt von Grünland erwogen werden. Vor allem extensives Grünland kann aufgrund seiner Eigenschaften für den Gewässerschutz bedeutend sein. Trotz der derzeitigen Regelung hat der Anteil von Grünland jedoch abgenommen, auch Grünlandumbrüche in Niedermoorstandorten und Feuchtgrünlandflächen wurden festgestellt, auf Flächen also, die für den Gewässerschutz von besonderer Bedeutung sind. Es zeigt sich, dass bislang eine ausreichende Lenkungswirkung fehlt, die den Umbruch ökologisch wertvollen Grünlandes bzw. von Grünland, das für den Gewässerschutz von Bedeutung ist, wie bspw. Überschwemmungsgebiete oder organische Böden, zu verhindern vermag.

Voraussetzung für eine vollständige und effiziente Umsetzung von Cross Compliance ist zudem eine effektive Kontrolle der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung. Die Kontrollierbarkeit der Cross Compliance Bestimmungen, ist momentan jedoch nur bedingt gegeben ist, wie die folgenden Punkte deutlich machen:

- Für den Landwirt ist eine kontrollfähige Nachweissführung mit einem erheblichen verwaltungstechnischen Aufwand verbunden. Hier sollte die nach

EU-Recht förderfähige Cross Compliance-Beratung in den einzelnen Bundesländern flankierend und in ausreichendem Umfang angeboten werden, um Schwachstellen des einzelnen Betriebes zeitnah zu identifizieren und abzubauen sowie eine geeignete Dokumentation aufzubauen.

- Die Wirksamkeit von Cross Compliance ist weiterhin entscheidend von einem geeigneten und effizienten Kontrollsystem abhängig. Da die Kontrollraten von Cross Compliance sehr niedrig sind, sind die Auswahlverfahren und -kriterien der zu kontrollierenden Betriebe umso entscheidender. Kontrollen werden, je nach Bundesland, von unterschiedlichen Institutionen durchgeführt. Weiterhin zu diskutieren wäre der Aufbau einer zentralen Kontrollinstitution und die Einschaltung von Fachbehörden im Bedarfs- bzw. Sanktionsfalle.

Modulation und Stärkung der 2. Säule der GAP

Mit Mitteln der Modulation können zusätzliche Programme zur Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums aufgelegt werden. Damit können Leistungen der Landwirtschaft für den Gewässerschutz, die über Mindestanforderungen hinausgehen, entsprechend honoriert werden.

Vor diesem Hintergrund ist der Vorschlag der Kommission, die bei einer Erhöhung der Modulation zusätzlich freigesetzten Mittel für die so genannten „neuen Herausforderungen“ einzusetzen, sehr begrüßenswert. Zu den „neuen Herausforderungen“ zählt auch das Wassermanagement.

In Schleswig-Holstein werden Modulationsmittel beispielsweise gezielt für Winterbegrünungsmaßnahmen zum Erosionsschutz und Gewässerschutz, Mulchsaatverfahren zur Verringerung von Bodenerosion und Stoffeinträgen in Gewässer sowie umweltfreundliche Gülleausbringung mit dem Ziel der Verringerung diffuser Stoffeinträge in die Gewässer zur Verfügung gestellt.

Mit den zusätzlichen Modulations-Mitteln könnte auch eine gewässerschutzorientierte ökologische Landwirtschaft gefördert werden, womit die Akzeptanz dieser Maßnahme, die sich in verschiedenen Studien hinsichtlich ihrer Kosten-Wirksamkeit als konkurrenzfähig erwiesen hat, erhöht werden könnte. Gleichzeitig würde damit verstärkt das Ziel der Bundesregierung gefördert, 20 Prozent der landwirtschaftlichen Fläche bis zum Jahr 2010 ökologisch zu bewirtschaften. Außer-

dem könnte die ökologische Landwirtschaft mit ihrem hohen Nitratreduktionspotential eine besondere Rolle im Rahmen des Gewässerschutzes einnehmen. Dies gilt insbesondere nach dem Wegfall der verpflichtenden Flächenstilllegung, welche als „Verdünnungsflächen“, sofern keine Bioenergiepflanzen angebaut wurden, ein ebenso hohes Nitratminderungspotential besaßen.

Von der gezielten Kopplung der Modulationsmittel an Gewässerschutzauflagen kann sowohl die Landwirtschaft als auch die Wasserwirtschaft profitieren. Dabei sollten jedoch von Seiten der Wasserwirtschaft detaillierte Vorgaben gemacht werden.

Die ersten Kostenberechnungen der Bundesländer im Zuge der Erstellung der Maßnahmenprogramme für den Bewirtschaftungsplan 2009 zeigen, dass erhebliche finanzielle Aufwendungen auf den Bereich der stofflichen Gewässerbelastungen entfallen werden. Vor dem Hintergrund begrenzter Landesmittel scheint daher eine weitaus höhere Modulationsrate aber auch eine Anpassung der guten fachlichen Praxis unabdingbar, um die Ziele der Richtlinie zu erreichen. Dies gilt insbesondere vor dem Hintergrund steigender Agrarpreise, die eine erhebliche Erhöhung derzeitiger Ausgleichszahlungen im Rahmen von Agrarumweltmaßnahmen erforderlich machen, was eine zusätzliche Belastung der Landesmittel mit sich bringt.

Ländliche Entwicklungsprogramme (ELER)

Nach den Vorgaben der EU sind die Entwicklungspläne der Bundesländer für die ländliche Entwicklung in vier Schwerpunkte untergliedert:

1. Verbesserung der Wettbewerbsfähigkeit der Land- und Forstwirtschaft
2. Verbesserung von Umwelt und Landschaft durch Landbewirtschaftung
3. Verbesserung der Lebensqualität im ländlichen Raum und Diversifizierung der ländlichen Wirtschaft und
4. Aktivitäten im Rahmen von Leader

Bezüglich des Gewässerschutzes sind vor allem der Schwerpunkt 1 und der Schwerpunkt 2 von Bedeutung. Über den Schwerpunkt 1 könnten vermehrt gezielte Beratungen der Landwirte hinsichtlich des Gewässerschutzes finanziert werden. Schwerpunkt 2 wiederum beinhaltet unter anderem den Titel „Agrarumweltmaßnahmen“ als auch Maßnahmen zur Umsetzung von Natura 2000 und Zahlungen im Zusammenhang mit der WRRL. Die ländlichen Entwicklungsprogramme der

Bundesländer haben, je nach Priorität und Belastungssituation der Umwelt und ihrer Ressourcen, einen Teil des Budgets im Schwerpunkt 2 zur Entwicklung der Umwelt und der Landschaft zur Verfügung gestellt. Bei einem Vergleich der eingestellten Mittel des Schwerpunktes 2 der jeweiligen Bundesländer für die oben genannten Maßnahmen wird deutlich, dass diese dem Gewässerschutz eine sehr unterschiedliche Bedeutung beigemessen haben. So haben einige Bundesländer mit hohen Nitratbelastungen relativ wenig finanzielle Mittel für diesen Schwerpunkt bereit gestellt, wie z.B. Schleswig-Holstein, Sachsen-Anhalt oder Mecklenburg-Vorpommern. In diesen Ländern besteht damit wenig Gestaltungsspielraum, den Nitratbelastungen mit geeigneten Maßnahmen zu begegnen und diese über ELER zu finanzieren.

Einige Bundesländer haben darüber hinaus überhaupt keine Mittel bzw. nur sehr geringe für den Maßnahmenplan Natura 2000 und Zahlungen im Zusammenhang mit der WRRL zur Verfügung gestellt. Zukünftig sollten alle Bundesländer Mittel für diesen Zweck einstellen. Sinnvoll wäre weiterhin, für die Maßnahmen Natura 2000 und WRRL zwei getrennte Titel in die entsprechenden europäischen Verordnungen einzuführen.

Weiterhin könnten Beratungsmittel des Schwerpunktes 1¹⁰⁷ verstärkt für den Aufbau und die Beratung zwischen Landwirten und verantwortlichen Behörden des Gewässerschutzes eingesetzt werden. Vor allem durch Beratungen kann das Problembewusstsein der Landwirte hinsichtlich des Gewässerschutzes geschärft werden. Darüber hinaus können, auf die lokalen Bedingungen abgestimmte, vorbeugende Maßnahmen den Gewässerschutz effizienter gewährleisten. Die Abstimmung der Maßnahmen auf die konkreten Bedingungen vor Ort ist notwendig, da sowohl die Wirksamkeit als auch die Kosteneffizienz einzelner Maßnahmen maßgeblich von den örtlichen Bedingungen abhängen.

Zu berücksichtigen ist auch, dass die Agrarumweltprogramme aufgrund der steigenden Agrarpreise und der zunehmenden Nachfrage nach Biomasse an Attraktivität verlieren, es sei denn, dass dieses durch erhöhte Kompensationszahlungen ausgeglichen wird. Dies würde aber zum Teil eine erhebliche Anhebung der Kompensationszahlungen bedeuten. Dies trifft vor allem für die Maßnahmen Erhalt von Grünland und Umwandlung

von Ackerland in Grünland zu, Maßnahmen also, die aufgrund ihres hohen Minderungspotentials zur Nitratreduzierung von großer Bedeutung für den Gewässerschutz sind. Dass verstärkte Anreize zur Erhöhung der Akzeptanz von Agrarumweltmaßnahmen nötig sind, belegt zum Beispiel die Tatsache, dass die im bayrischen Förderprogramm angebotene Maßnahme zur Umwandlung von Ackerland in Grünland bislang von keinem Landwirt beantragt wurde.

Düngeverordnung

Die Düngeverordnung wurde nach einem langen Diskussionsprozess und unter Druck der Europäischen Kommission in jüngster Zeit novelliert. Zunächst ist eine konsequente Umsetzung und Überprüfung der Effizienz der Regelungen im Hinblick auf den Gewässerschutz angeraten. Dennoch sollten mittel- bis langfristig die Ausnahmen von der Düngeverordnung einer besonderen Prüfung unterzogen und eingeschränkt werden. Einer weiteren Evaluierung ist die Wirksamkeit der Feld-Stall-Bilanz zu unterziehen, die statt der Hoftor-Methode Eingang in die Düngeverordnung fand.

Nach den aktuell gültigen Regelungen der Düngeverordnung wird für organischen Stickstoff aus tierischen Ausscheidungen eine Ausbringungsobergrenze von in der Regel 170 kg pro Hektar N vorgeschrieben, während diesbezüglich für Wirtschaftsdünger pflanzlicher Herkunft eine gesetzliche Lücke besteht. Daher gibt es auf der Ebene der Bundesländer keine einheitlichen Anforderungen wie dies für Wirtschaftsdünger der Fall ist. Die vorhandenen gesetzlichen Rahmenbedingungen lassen Spielraum für ein Überangebot an Stickstoff in Böden und der Gefahr der Nährstoffauswaschung in die Gewässer.

Gute fachliche Praxis (GFP)

Die gute fachliche Praxis (GFP) ist derzeit in mehreren Fachgesetzen und -Verordnungen wie der Düngeverordnung, dem Bundesbodenschutzgesetz und dem Bundesnaturschutzgesetz verankert. Einige Anforderungen kommen auch den Zielen des Gewässerschutzes zu Gute.

Grundlegender Nachteil für die stringente Umsetzung der guten fachlichen Praxis ist jedoch, dass diese in den verschiedenen Gesetzen mehr oder weniger konkret bzw. gesetzlich verbindlich verankert ist.

¹⁰⁷ Der Schwerpunkt 1 schließt u.a. Maßnahmen zur Verbesserung der beruflichen Qualifikation sowie zum Ressourcen- und Tierschutz ein.

Während die GFP der Düngung in der Düngeverordnung rechtlich bindend verankert ist, sind die Anforderungen an die GFP, die sich aus dem Bundesbodenschutzgesetz ergeben in den rechtlich unverbindlichen „Grundsätzen und Handlungsempfehlungen zur guten fachlichen Praxis“ des BMU konkretisiert. Im Naturschutz wurden mit den Methoden zur naturschutzfachlichen Konkretisierung der GFP in der Landwirtschaft und dem Kriterienkatalog zur GFP Grundlagen geschaffen, die Bestimmungen des Bundesnaturschutzgesetzes in die Praxis umzusetzen. Jedoch fehlt auch hier die rechtliche Verbindlichkeit für die Landwirtschaft.

Eine Verzahnung oder Zusammenführung aller rechtlichen Vorgaben für bzw. Anforderungen an eine GFP würde dem Landwirt einerseits die nötige Rechtssicherheit bieten, und andererseits eine konsequente Umsetzung der GFP fördern.

Festgestellt werden konnte, dass die Anforderungen der GFP zum Teil eine sehr geringe Beachtung von Seiten der Landwirtschaft erfahren. Vor diesem Hintergrund sollten die Anforderungen der bestehenden Gesetzgebung konsequenter umgesetzt und eine Nichteinhaltung stärker sanktioniert werden, um eine flächendeckende Umsetzung der GFP zu gewährleisten.

Derzeit gilt die Einhaltung der guten fachlichen Praxis, bzw. die Umsetzung und Finanzierung grundlegender Maßnahmen als Grenze der Kostenanlastung. Vor dem Hintergrund begrenzter Landesmittel für den Gewässerschutz und der Maßnahmenvielfalt die zur Erreichung der Ziele der WRRL im Bereich der stofflichen Belastungen erforderlich ist, sollte insgesamt überdacht werden, ob die Begrenzung des Verursacherprinzips für die Landwirtschaft auf die gute fachliche Praxis aufrechterhalten werden kann und zielführend ist.

Dynamische Gestaltung von Cross Compliance, der Düngeverordnung und der GFP

Derzeit sind sowohl Cross Compliance, die Düngeverordnung als auch die GFP statisch angelegt, dass heißt, auch wenn sich der Stand der Technik verbessert, werden die Umweltstandards nicht automatisch angepasst bzw. verschärft. Ein Passus innerhalb der Richtlinien, Verordnungen und Gesetze der bspw. eine Überprüfung und gegebenenfalls Anpassung innerhalb eines bestimmten Zeitraums fordert, könnte diese Statik aufheben. Politik und Verwaltung wären damit innerhalb bestimmter Zeiträume aufgefordert, die Ange-

messenheit der rechtlichen Forderungen zu prüfen und den veränderten Rahmenbedingungen anzupassen. Die schwierige Durchsetzung und Umsetzung möglicher Verschärfungen bliebe dabei zwar erhalten, die Notwendigkeit sich mit der rechtlichen Ausgestaltung zu beschäftigen, müsste jedoch nicht gesondert begründet werden.

End-of-Pipe-Technologien vs. vorsorgender Gewässerschutz

Wie die Ausführungen zeigen, ist der vorbeugende Gewässerschutz den nachsorgenden End-of-Pipe-Technologien vorzuziehen, da dieser häufig Schutzfunktionen weiterer Umweltmedien übernimmt, die über den reinen Gewässerschutz hinausgehen. Zu nennen sind der Bodenschutz, der Landschafts- und Naturschutz bzw. der Klimaschutz. Darüber hinaus sind die vorbeugenden Maßnahmen i.d.R. kosteneffizienter als die nachsorgende Technik. Der Nachteil vorsorgender Maßnahmen ist dagegen, dass ihre Wirksamkeit auf den Gewässerzustand häufig erst nach einigen Jahren zu bemessen sind. Darüber hinaus sind die konkreten Ergebnisse vorsorgender Maßnahmen nicht genau vorhersehbar, da bspw. die Sickerwasserrate von verschiedenen Faktoren wie z.B. Bodentyp und Starkregenereignissen abhängt. Hingegen bieten die nachsorgenden Technologien den Vorteil, dass die Kosten und der Nutzen sehr genau vorausgesagt werden können, was die Planbarkeit für Gewässerschutzmaßnahmen deutlich verbessert.

Bei der Formulierung von Anforderungen an den Gewässerschutz sollten daher auch die mit ihnen verbundenen Kostenbelastungen für Wasserversorgungsunternehmen Berücksichtigung finden, um den Vorrang des vorsorgenden Gewässerschutzes gegenüber nachsorgenden Technologien zu erhalten.

Neue Instrumente und Anreize

Die Einführung einer **Abgabe auf Stickstoffüberschüsse**, wie vor kurzem vom Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU 2007) gefordert, oder die Einführung einer Abgabe auf mineralischen Stickstoffdünger evtl. gekoppelt mit einer stärkeren Flächenbindung in der Tierhaltung sollte auch vor dem Hintergrund einer verursachungsgerechten Kostenanlastung wertfrei diskutiert werden, da solche Abgaben eine Lenkungs-funktion entfalten und eine kosteneffiziente Maßnahme zur Zielerreichung darstellen können.

Obwohl sowohl eine Abgabe auf Stickstoffüberschüsse als auch eine Abgabe auf mineralischen Stickstoffdünger Nachteile bzgl. der Verwaltbarkeit bzw. der Treffsicherheit besitzen (siehe Abschnitt 6.2.1.7) können sie einen wichtigen Beitrag zum Umweltschutz leisten. Zum einen kann durch Stickstoffabgaben, wie verschiedene Länderbeispiele zeigen, der Absatz von Stickstoff und damit der Eintrag von Stickstoff in die Gewässer erheblich gesenkt werden. Zum anderen kann mit einer Verminderung des Verbrauchs, insbesondere an mineralischem Stickstoff ein aktiver Beitrag zum Klimaschutz geleistet werden (siehe Abschnitt 2.3). Wie die Ausführungen in Abschnitt 6.3 zeigen, ist zudem die Kostenwirksamkeit einer Stickstoffabgabe vergleichbar mit anderen Maßnahmen im Bereich des vorbeugenden Gewässerschutzes. Ein weiterer Vorteil einer Abgabe wäre, dass die entstehenden Einnahmen für Gewässerschutzmaßnahmen verwendet werden können.

Die Einführung einer **Stickstoffabgabe** in Deutschland dürfte sich trotz dieser Vorteile schwierig gestalten, da sie auf Widerstand von Seiten der Landwirtschaft stoßen wird und aufgrund der gefürchteten wirtschaftlichen Nachteile für die Landwirtschaft politisch derzeit schwierig durchsetzbar sein wird.

Ebenso könnte über die **Einführung eines „Wassernutzungsentgelts“** nachgedacht werden, dass von allen Wassernutzern, also nicht nur von der kleineren Gruppe der Wasserdienstleistungen, wie der Trinkwasserver- und Abwasserentsorgung, erhoben werden würde. Derzeit umfassen die bestehenden Internalisierungsinstrumente für Umweltkosten die Wasserentnahmeentgelte einzelner Bundesländer und die Abwasserabgabe. Ein integrativer Ansatz über alle Wassernutzungen hinweg böte die Chance, alle Nutzungen, die einen Einfluss auf den Gewässerzustand ausüben, entsprechend ihrer Verursachung an der Finanzierung von Maßnahmen zu beteiligen. Damit würde die bisherige einseitige Belastung von Unternehmen der Wasserver- und Abwasserentsorgung aufgehoben werden. Gleichzeitig könnten Finanzmittel, unabhängig vom Landeshaushalt, geschaffen werden, aus denen Gewässerschutzmaßnahmen finanziert werden könnten. Hierzu wäre eine Zweckbindung und Gruppennützigkeit des Wassernutzungsentgeltes Voraussetzung, die gleichzeitig die Akzeptanz des Instrumentes erhöhen könnten.¹⁰⁸ Um die Intensität der Wassernutzung durch die verschiedenen

Nutzer – neben der Landwirtschaft z.B. auch die Schifffahrt, der Tourismus oder die Energieerzeugung – in der Höhe des Entgeltes widerzuspiegeln, müssten entsprechende nutzungsspezifische Parameter entwickelt und bei der Erhebung des Entgeltes berücksichtigt werden (siehe Palm 2006). Neben der Finanzierungsfunktion, die sich daraus ergeben würde, könnte ein Wassernutzungsentgelt dieser Art die Kosten der Wasser- und Gewässernutzung verursachergerecht anlasten.

Die politischen Realitäten sollten bei der Diskussion um ein solches Entgelt jedoch immer im Blick behalten werden. Aufklärung und Diskussion müssen daher eine wichtige Rolle spielen, da sonst die Gefahr besteht, dass die positiven Wirkungen eines solchen Entgelts, neben evtl. Kostenbelastungen für Wassernutzer, in der öffentlichen Diskussion zu geringe Beachtung finden. Die Gründe dafür, dass ein Wassernutzungsentgelt derzeit nicht diskutiert wird, dürften ähnlich sein wie bei einer Stickstoffabgabe, da mit einer solchen Abgabe verschiedene Wassernutzer belastet werden würden und sich daraus Standortnachteile ergeben könnten.

Beteiligung der Fachöffentlichkeit

Nach Artikel 14 kommt der Beteiligung der (Fach-)Öffentlichkeit bei der Umsetzung der WRRL, in der Phase der Erstellung der Bewirtschaftungspläne und der Maßnahmenprogramme¹⁰⁹, eine wichtige Rolle zu. Dabei sollte darauf geachtet werden, dass die Betroffenen bereits während der Erarbeitung der Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne für die Flussgebiete (siehe Abschnitt 3.2.3) ernsthafte Mitgestaltungs- und Mitsprachemöglichkeiten haben. Den Betroffenen und der interessierten Öffentlichkeit muss darüber hinaus ausreichend Gelegenheit gegeben werden, zu den Entwürfen der Bewirtschaftungspläne und zu den Hintergrunddokumenten Stellung zu beziehen und ggf. Änderungen zu fordern. Artikel 14 der WRRL schreibt dafür eine Frist von mindestens sechs Monaten vor.¹¹⁰ Da die Umsetzung der Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme mit konkreten, ggf. auch finanziellen Auswirkungen für die Ressourcennutzer verbunden ist, ist die frühzeitige Einbindung dringend notwendig. Neben der Landwirtschaft und ihrer Interessensvertreter werden auch Wasserversorgungsunternehmen von den

¹⁰⁸ Die Gruppennützigkeit besagt, dass das Abgaben- bzw. Entgeltaufkommen vorrangig im Interesse des Abgaben- bzw. Entgeltpflichtigen verwendet wird bzw. werden sollte.

¹⁰⁹ Ende 2009 muss die Erarbeitung der Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme abgeschlossen sein.

¹¹⁰ Damit für die Betroffenen ausreichend Zeit zur Kommentierung der Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme besteht sollten diese bis Ende 2008 aufgestellt sein, damit mögliche Änderungen bis 2009 eingearbeitet werden können.

nötigen Maßnahmen zur Nitratreduzierung betroffen sein und sollten folglich in die Abstimmungsprozesse eingebunden werden. Aufgrund der langjährigen Erfahrung mit freiwilligen Kooperationen können diese Akteure die Chancen und Risiken gewässerschonender Maßnahmen oft am Effektivsten beurteilen und damit die Zielerreichung entscheidend befördern.

Ein intensives Einbinden der Akteure im Gewässerschutz¹¹¹ kann zudem dazu beitragen, lokales Expertenwissen für den Umsetzungsprozess zu erschließen und die Akzeptanz von Maßnahmen zu erhöhen. Gleichzeitig fördert eine frühzeitige Einbindung der Akteure das Erkennen von Konfliktpotentialen und begünstigt eine zügige und effiziente Umsetzung der erforderlichen Maßnahmen.

¹¹¹ Das heißt neben Vertretern von Behörden, der Landwirtschaft und der Wasserversorgungsunternehmen umfasst das u.a. auch Vertreter von Umweltverbänden (siehe auch Kapitel 4.1).

8 Schlussfolgerungen / Empfehlungen

Aus den Analysen der vorangegangenen Kapitel werden folgende Empfehlungen bzw. Maßnahmen abgeleitet, die sich an unterschiedliche Akteure aus der Landwirtschaft und dem Gewässerschutz richten. Ziel ist, die Gewässerbelastungen durch Nitrat langfristig zu verringern und Rahmenbedingungen zu schaffen bzw. so auszugestalten, dass alle relevanten Akteure, insbesondere die Verursacher eingebunden und in die Pflicht genommen werden. Die Empfehlungen greifen daher ordnungsrechtliche, ökonomische und informatorische Instrumente auf.

1. Fortsetzung des Reformprozesses der GAP

Durch die Integration von Umweltschutzbelaugen in die gemeinsame Agrarpolitik (GAP) ist es gelungen, erste Erfolge beim Schutz der Gewässer von Nitratreinträgen zu erzielen. Vor dem Hintergrund immer noch hoher Nitratbelastungen, verursacht durch die landwirtschaftliche Bewirtschaftung ist der Reformprozess fortzusetzen.

2. Cross Compliance

Effiziente Umsetzung

Voraussetzung für eine vollständige und effiziente Umsetzung von Cross Compliance ist eine effektive Kontrolle der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung. Um Schwachstellen innerhalb der landwirtschaftlichen Betriebe aufzudecken, sollte ein Ausbau der Cross Compliance Beratung stattfinden. Gleichzeitig muss die begleitende Dokumentation innerhalb der Betriebe derart ausgestaltet werden, dass sie den Behörden eine Kontrolle mit möglichst geringem Aufwand ermöglicht.

Ausweitung von Cross Compliance auf den Gewässerschutz

Bislang liegt der Schwerpunkt der Anforderungen zur Erhaltung der landwirtschaftlichen Flächen in einem guten landwirtschaftlichen und ökologischen Zustand auf dem Bodenschutz. Empfehlenswert wäre, diesen auch auf den Gewässerschutz auszuweiten, ähnlich wie dies bereits in nationalen Umsetzungsprozessen in Frankreich und Großbritannien durchgeführt wurde.

Verschärfung der Regelungen Erosionsschutz und den Erhalt der organischen Substanz

Auch eine Verbesserung der Anforderungen zum Erosionsschutz und zum Erhalt der organischen Substanz sollte angestrebt werden, da die derzeitigen Regelungen nur eine geringe Steuerungswirkung haben und kaum Restriktionen für die landwirtschaftlichen Betriebe beinhalten. Bislang geht nur die Bestimmung des Bodenumusgehaltes, als eine von drei möglichen Optionen,

auf den tatsächlichen Humusgehalt im Boden ein und macht Vorgaben zum Mindestgehalt .

Verschärfung der Regelungen zum Erhalt von Grünland

Trotz der bestehenden Regelungen zum Erhalt nimmt der Anteil an Grünland stetig ab. Um einen weiteren Umbruch mit nachteiligen Folgen für Natur und Umwelt, insbesondere den Wasserhaushalt, zu vermeiden, ist eine Verschärfung der bestehenden Regelungen dringend geboten.

3. Anpassung der Umweltstandards an den Stand der Technik

Die in den Cross Compliance Regeln, in der Düngerverordnung oder in verschiedenen Bereichen der GFP festgelegten Umweltstandards für die Landbewirtschaftung sollten in regelmäßigen Abständen überprüft und an den Stand der Technik bzw. neue Gegebenheiten angepasst werden.

4. Modulation

Die Mittel der Modulation sollten mittel- bis langfristig weiter erhöht werden, um neuen Anforderungen im Umweltschutz, darunter auch dem Wassermanagement, adäquat begegnen zu können. Dies bestätigen erste Berechnungen aus den Bundesländern, die zeigen, dass die notwendigen Aufwendungen zur Zielerreichung der WRRL die bislang eingesetzten Budgets zum Gewässerschutz deutlich übersteigen.

Von der gezielten Kopplung der Modulationsmittel an Gewässerschutzauflagen könnte sowohl die Landwirtschaft als auch die Wasserwirtschaft profitieren. Zu berücksichtigen ist auch, dass die Agrarumweltprogramme aufgrund der steigenden Agrarpreise und der zunehmenden Nachfrage nach Biomasse an Bedeutung verlieren könnten, es sei denn, dass dies durch erhöhte Ausgleichszahlungen ausgeglichen wird. Dies trifft vor allem für die Maßnahmen Erhalt von Grünland und Umwandlung von Ackerland in Grünland zu, Maßnahmen also, die aufgrund ihres hohen Minderungspotential zur Nitratreduzierung von großer Bedeutung für den Gewässerschutz sind. Auch vor diesem Hintergrund ist eine weitere Anhebung der Modulation zu befürworten.

5. ELER

Im Rahmen des ELER-Budgets zur Entwicklung der Umwelt und der Landwirtschaft, sollten gezielt Mittel für den Gewässerschutz, z.B. den Ausbau von kooperativen Gewässerschutzvereinbarungen, eingestellt werden. Vor diesem Hintergrund sollten alle

Bundesländer zukünftig Mittel für den Maßnahmenetitel „Natura 2000 und Zahlungen im Zusammenhang mit der WRRL“ zur Verfügung stellen. Um einen deutlicheren Bezug herzustellen, wird darüber hinaus empfohlen, den Titel zu trennen und zwei Titel in die entsprechenden europäischen Verordnungen einzuführen. Einen für Natura 2000 und einen für Zahlungen im Zusammenhang mit der WRRL.

Um die Attraktivität der Agrarumweltprogramme vor dem Hintergrund steigender Agrarpreise und der zunehmenden Nachfrage nach Biomasse zu erhalten, ist eine Aufstockung der Mittel für einzelne Maßnahmen dringend erforderlich. Dies trifft z.B. für die Maßnahme Erhalt von Grünland zu, die aufgrund ihres hohen Minderungspotentials zur Nitratreduzierung von großer Bedeutung für den Gewässerschutz ist.

6. Düngeverordnung

Zunächst muss die Düngeverordnung konsequent umgesetzt und insbesondere Neuerungen hinsichtlich ihrer Effizienz überprüft werden. Die Düngeverordnung erlaubt unter besonderen Auflagen und nach jährlicher Antragstellung die Ausbringung von 230 kg Gesamtstickstoff je ha und Jahr aus Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft auf intensives Grünland, Wechselgrünland und Feldgras. Im Gegenzug besteht die Auflage, einen Düngeplan zu führen, in dem die Fruchtfolge und die geplante Ausbringung von Wirtschaftsdüngern sowie von sonstigen Stickstoff- und Phosphatdüngern verzeichnet werden. Mittel- bis langfristig sollte diese Ausnahme einer besonderen Prüfung im Hinblick auf die Nitratbelastung von Boden und Gewässern unterzogen werden. Einer weiteren Evaluierung ist die Wirksamkeit der Feld-Stall-Bilanz zu unterziehen, die statt der Hoftor-Methode Eingang in die Düngeverordnung fand.

Gärreste bzw. Wirtschaftsdünger pflanzlicher Herkunft werden in den bisherigen Regelungen nur unzureichend berücksichtigt. Dies gilt für die Anrechnung von Gärresten in die Ausbringungsobergrenze für organischen Stickstoff, die Berücksichtigung von Gärresten im Nährstoffvergleich und die Lagerdauer von Gärresten.

7. Gute fachliche Praxis (GFP)

Obwohl die GFP in mehreren Fachgesetzen und Verordnungen fixiert ist, besitzt sie zum Teil nur einen Empfehlungscharakter ohne Rechtsverbindlichkeit. Insbesondere die GFP der landwirtschaftlichen Bodennutzung müsste von reinen Empfehlungen in einen rechtsverbindlichen Rahmen überführt werden. Eine

Verzahnung oder Zusammenführung aller rechtlichen Vorgaben bzw. Anforderungen an eine GFP würde dem Landwirt einerseits die nötige Rechtssicherheit bieten, und andererseits eine konsequente Umsetzung der GFP fördern.

Zusätzlich sollte die Nichteinhaltung der GFP stärker kontrolliert und sanktioniert werden, um eine flächendeckende Umsetzung der GFP zu gewährleisten.

Vor dem Hintergrund begrenzter Landesmittel für den Gewässerschutz und den umfangreichen Maßnahmen, die im Bereich stofflicher Belastungen erforderlich sind, um die Ziele der WRRL zu erreichen, sollte eine Anpassung der GFP und damit eine Ausweitung des Verursacherprinzips für den Sektor Landwirtschaft geprüft werden – auch wenn dem Ausmaß der finanziellen Beteiligung der Landwirtschaft gewisse Grenzen gesetzt sind, wenn der Sektor Landwirtschaft grundsätzlich erhalten und wettbewerbsfähig bleiben soll.

8. Dynamische Gestaltung von Cross Compliance, der Düngeverordnung und der GFP

Cross Compliance, die Düngeverordnung und die GFP sollten dem Stand der Technik entsprechend angepasst werden. Damit wären die Verwaltung sowie die Politik gefordert, die Angemessenheit rechtlicher Vorgaben zu überprüfen und gegebenenfalls anzupassen.

9. Ausbau von landwirtschaftlicher Beratung und freiwilligen Kooperationen

Über eine gezielte landwirtschaftliche Beratung können das Umweltbewusstsein, das Umweltwissen und die Akzeptanz der Landwirte für aufwändigere Bewirtschaftungsmaßnahmen weiter gesteigert werden. Gleichzeitig können durch Beratungen, insbesondere durch einzelbetriebliche und freiwillige Kooperationen, die Agrarumweltmaßnahmen auf den einzelnen Betrieb bzw. auf die regionalen klimatischen und geologischen Bedingungen abgestimmt werden. Damit kann die Kosten-Wirksamkeit und die ökologische Treffsicherheit der Maßnahmen deutlich verbessert werden, da sie die Wirkung von Maßnahmen, bezogen auf die Region, besser einschätzen können.

10. Beteiligung der Fachöffentlichkeit

Durch eine frühzeitige Einbindung lokaler Fach- und Interessensverbände der Land- und Wasserwirtschaft kann die Akzeptanz von Maßnahmen zur Senkung diffuser Gewässerbelastungen verbessert werden. Zudem geht mit der Berücksichtigung lokalen Expertenwissens oft ein effizienterer Mitteleinsatz einher.

11. Verbraucheraufklärung

Die Aufklärung der Verbraucher über mögliche Wirkungen der landwirtschaftlichen Produktion auf die Nitratbelastung der Gewässer kann zu einem umweltbewussteren Einkaufsverhalten führen, das die Anreize für Produzenten erhöht, in gewässerschonende Produktionsformen zu investieren.

12. Ausbau der ökologischen Landwirtschaft

Die ökologische Landwirtschaft besitzt ein hohes Potenzial zur Minderung von Nitratreinträgen in die Gewässer. Darüber hinaus leistet die ökologische Landwirtschaft einen wichtigen Beitrag für angrenzende Umweltschutzbefürworter und genießt in der Bevölkerung ein hohes Ansehen.

Obwohl die ökologische Landwirtschaft in der öffentlichen Diskussion oft als sehr kostenintensiv dargestellt wird, konnte festgestellt werden, dass diese eine hohe bis sehr hohe Kostenwirksamkeit besitzt und damit konkurrenzfähig gegenüber zahlreichen anderen Maßnahmen ist. Das heißt, dass die Kosten pro reduziertem Kilogramm Stickstoff gleich auf bzw. zum Teil sogar unter denen anderer Maßnahmen liegen.

Gerade vor dem Hintergrund der Aufhebung der Flächenstilllegung, welche als „Verdünnungsfläche“ ein ebenso hohes Nitratminderungspotential besaß, und der abnehmenden Attraktivität von Maßnahmen mit ähnlich hohem Minderungspotential, wie die Maßnahme „Umwandlung von Ackerland in Grünland“, könnte die ökologische Landwirtschaft zukünftig eine weitaus bedeutendere Rolle beim Schutz der Gewässer vor Stickstoffeinträgen spielen.

Empfehlenswert wäre vor diesem Hintergrund eine verstärkte Förderung der ökologischen Landwirtschaft, womit die Akzeptanz dieser Maßnahme erhöht werden könnte. Gleichzeitig würde damit verstärkt das Ziel der Bundesregierung gefördert, bis zum Jahr 2010 20 Prozent der landwirtschaftlichen Fläche ökologisch zu bewirtschaften.

13. Vorbeugender Gewässerschutz vs. nachsorgende End-of-Pipe-Technologien

Vorbeugende Maßnahmen sollten Vorrang vor nachsorgenden technologischen Lösungen haben, da sie das Problembewusstsein für den Gewässerschutz schärfen und einen nachhaltigen Schutz der Gewässer fördern. Zusätzlich wird der vorbeugende Schutz weiteren Umweltschutzbefürwortern gerecht, wie bspw. dem Boden-, Natur- oder Klimaschutz. Aufgrund dieser Wechselwir-

kungen ist der vorbeugende Gewässerschutz zudem in der Regel kosteneffizienter als nachsorgende End-of-Pipe-Technologien.

14. Harmonisierung von Fristen und Förderperioden

Um Mittel aus Förderprogrammen angrenzender Umweltbereiche effizient und zielgerichtet einsetzen zu können, sollten die Förderperioden der Gemeinsamen Agrarpolitik mit den Umsetzungsfristen der Gewässerschutzrichtlinien harmonisiert werden.

15. Einführung einer Abgabe auf Stickstoffdünger

Die Einführung einer Abgabe auf mineralischen Stickstoffdünger sollte nicht nur auf Grund des möglichen Minderungspotentials für Stickstoffeinträge in Gewässer ernsthaft diskutiert werden, sondern auch vor dem Hintergrund von Klimaschutzziele. Je nach Ausgestaltung der Abgabe und Verwendung der eingenommenen Mittel kann der Düngemitelesatz erheblich gesenkt und der Gewässerschutz verbessert werden. Entgegen ihrer geringen politischen Popularität haben Untersuchungen zudem ergeben, dass diese Maßnahme hinsichtlich ihrer Kosten-Wirksamkeit, vergleichbar wäre mit anderen vorsorgenden Maßnahmen.

16. Einführung eines Entgelts für alle Wassernutzungen

Mit der Einführung eines Wassernutzungsentgelts, welches alle Nutzer von Gewässern bzw. der Ressource Wasser berücksichtigt – neben der Landwirtschaft z.B. die Schifffahrt, den Tourismus oder die Energiewirtschaft – könnten Umwelt- und Ressourcenkosten (URK), die durch diese Wassernutzungen verursacht werden, entsprechend internalisiert werden und Mittel zur Finanzierung von Maßnahmen bereitgestellt werden. Derzeit werden über Wasserentnahmeentgelte oder Abwasserabgaben lediglich Teile der URK erfasst. Die Erhebung eines solchen Entgelts erfordert jedoch nutzungsspezifische Parameter, über die die Höhe Entgelts berechnet werden kann. Diese existieren aktuell ebenso wenig wie der politische Wille für ein solches Entgelt.

17. Berücksichtigung des Klimaschutzes beim Gewässerschutz

Zahlreiche Maßnahmen zur Reduzierung von Nitratreinträgen in Gewässer erfüllen neben einem positiven Nutzen für die Gewässer auch Ziele des Klimaschutzes oder anderer angrenzender Umweltbereiche. Diese Zusatznutzen sollten bei der Maßnahmenauswahl stärker berücksichtigt werden.

9 Glossar

Ausgleichszahlungen

Zahlungen an die Landwirte für naturbedingte (z.B. in Berggebieten) oder bewirtschaftungsbedingte (z.B. in Wasserschutzgebieten) Ertrags- bzw. Einkommenseinbußen.

Cross Compliance

Cross Compliance, auch als „anderweitige Verpflichtungen“ bezeichnet, bedeutet allgemein die Verknüpfung von Prämienzahlungen mit der Einhaltung von Umweltstandards. Im Bereich der Agrarpolitik der Europäischen Gemeinschaft kamen Cross Compliance Bestimmungen sowohl mit den Reformen der Agenda 2000 als auch den Luxemburger Beschlüssen von 2003 verstärkt zum Einsatz, d.h. die Gewährung von Direktzahlungen wurde an die Einhaltung bestimmter Verpflichtungen geknüpft (neben Umweltstandards auch in den Bereichen Lebensmittel- und Futtermittelsicherheit, Tiergesundheit und Tierschutz).

Feld-Stall-Bilanz

Die Bezugsebene der Feld-Stall-Bilanz ist die Bilanzfläche des Betriebes. Bilanziert wird der Nährstofffluss zur Fläche (Mineraldünger, Wirtschaftsdünger abzüglich NH₃-Verluste, sonstige organische Düngestoffe, Saatgut) inkl. symbiontischer Bindung auf der Fläche (Marktf Früchte, Futter, Stroh) (VDLUFA 2007).

Gruppennützigkeit

Das Abgaben-/ Entgeltaufkommen wird überwiegend im Interesse der Abgaben- / Entgeltpflichtigen verwendet.

Hofator-Methode

Die Bezugsebene der Hofator-Bilanz (gesamtbetrieblichen Bilanz) ist der gesamte landwirtschaftliche Betrieb. Dabei wird der gesamte Nährstoffinput (Zukauf von Mineradünger, Futtermittel, organische Düngemittel, Zucht- und Nutzvieh sowie Saatgut) einschließlich symbiontischer Stickstoffbindung dem Nährstoffoutput (Verkauf pflanzlicher und tierischer Produkte inkl. Stroh und sonstiger Nährstoffausträge) gegenübergestellt. Bei der Methode der Hofator-Flächenbilanz berechnet sich der Stickstoff-Flächensaldo aus dem Stickstoff-Hofatorsaldo minus Stickstoff-Flächensaldo, d.h. die im Boden als Überschuss verbliebenen werden den entzogenen Nährstoffen gegenübergestellt. (VDLUFA 2007).

Kosteneffizienz

Das vorgegebene Ziel, im Fall der WRRL das Erreichen des „gute Zustands“, soll mit geringstmöglichen Kosten erreicht werden. Bei der Maßnahmenauswahl sind demzufolge die Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen auszuwählen die die geringsten Kosten verursachen.

Leguminosen

Auch: Hülsenfrüchte: Eine beträchtliche Zahl der Leguminosen sind wirtschaftlich genutzte Kulturpflanzen. Aufgrund ihres Eiweißgehaltes dienen sie der Tierfütterbereitung, ferner sind sie als Gründüngung nützlich, weil sie den Boden mit Stickstoff anreichern, den sie mit Hilfe von Bakterien aus der Luft gewinnen. Die Leguminosen leben also in Symbiose mit stickstoffbindenden Bakterien (Rhizobien), die sie in knöllchenförmigen Verdickungen der Wurzel (Knöllchenbakterien) beherbergen (→ symbiontisch fixierter Stickstoff).

Mineralischer Dünger

Bestehen aus anorganischen Ausgangsstoffen. Hauptsächlich handelt es sich um wasserlösliche Salze, die in z.T. energieaufwändigen Verfahren synthetisch hergestellt werden. Spurenelemente müssen in der Regel beigegeben werden.

N-Auswaschung

Bezeichnet die Menge Stickstoff (N) die mit dem Sickerwasser aus dem Boden ausgewaschen wird. Aufgrund von Denitrifikationsvorgängen muss dieser Wert nicht identisch sein mit dem Eintrag in das Grundwasser.

N-Eintrag

Dieser Wert drückt den Anteil an Stickstoff (N) aus der in die Gewässerkörper ausgewaschen wird.

N-Fracht

siehe N-Auswaschung (vgl. OSTERBURG ET AL. 2007)

N_{Ges} (Gesamtstickstoff)

Bezeichnet die Summe aller Stickstoffverbindungen einer Probe.

N_{min}-Wert

Dieser Wert drückt den pflanzenverfügbaren Stickstoffgehalt im Boden aus und wird in der Regel vor der Winterperiode bzw. Frühjahrsperiode ermittelt.

N-Saldo

Der N-Saldo ergibt sich aus der Differenz zwischen Nährstoffzufuhr und Nährstoffverbrauch bzw. Nährstoffabfuhr.

Ökologische Treffsicherheit

Auch Zielgenauigkeit genannt, ist die Fähigkeit einer Maßnahme/ eines Instruments ein definiertes ökologisches Ziel zu erreichen.

Organisch-mineralische Dünger

Besitzen einen organischen Anteil. Sie werden jedoch mit mineralischen oder synthetischen Zusätzen angereichert, um bestimmte Nährstoffgehalte zu erreichen. Mindestgehalte für die organischen Bestandteile sind für diesen Düngertyp nicht vorgeschrieben.

Rest-N-Gehalt

Stickstoff der nach der Ernte im Boden verbleibt, das heißt nicht durch die Pflanzen aufgenommen wurde.

Rohwasser

Unbehandeltes Wasser, bevor es (beispielsweise zum Zweck der Trinkwassergewinnung) gereinigt oder aufbereitet wird.

Schlagbilanz

Die Bezugsebene der Schlagbilanz ist eine räumliche zusammenhängende, einheitlich bewirtschaftete und mit derselben Kultur bewachsene Fläche (Schlag). Bei der Bilanzierung werden Nährstoffzufuhr zur Schlagfläche (Mineraldünger, Wirtschaftsdünger, sonstige organische Düngestoffe, Saatgut sowie symbiontische Stickstoffbindung) und die Nährstoffabfuhr von der Schlagfläche (Marktf Früchte, Futter, Stroh) berücksichtigt (VDLUFA 2007).

Sommerung

Auch Sommergetreide. Getreide, das im Frühjahr gesät und im selben Jahr geerntet wird.

Stickstoff-Auswaschung

Siehe N-Auswaschung

Stickstoffsaldo = Stickstoffbilanz

Siehe N-Saldo

Subsidiaritätsprinzip

Bedeutet, dass eine (staatliche) Aufgabe soweit sinnvoll möglich zuerst von der jeweils unteren (kleineren) Einheit gelöst bzw. wahrgenommen werden soll.

Symbiontisch fixierter Stickstoff

Stickstoff-Fixierung der Futter- und Körner-Leguminosen, spielt eine bedeutende Rolle im Rahmen von Stickstoffbilanzierungen, gleichzeitig mit Unschärfe behafteter Parameter (REINING, BACHINGER UND STEIN-BACHINGER, 1999).

Wirtschaftsdünger

Als Wirtschaftsdünger werden organische Substanzen bezeichnet, die in der Land- und Forstwirtschaft anfallen und zur Düngung eingesetzt werden. Sie können von Tieren und Pflanzen stammen. Tierische Wirtschaftsdünger sind zum Beispiel Gülle, Jauche und Mist. Zu den pflanzlichen Substanzen zählen vor allem Stroh, das nach der Getreideernte in den Boden eingearbeitet wird, Gründüngung durch Zwischenfrüchte, Rindenmulch und sonstige Pflanzenrückstände.

10 Literatur

- Ambros, W. (2007): Bundesumweltministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, persönliche Mitteilung.
- ATT - Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren et al. (2008): Branchenbild der deutschen Wasserwirtschaft 2008. In: <http://www.vku.de/vkuGips/static/pdf/08%2003%2018%20Branchenbild%20WaWi%202008.pdf>, 31.03.2008.
- AWWR - Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke an der Ruhr (2005): Kooperation Landwirtschaft/ Wasserwirtschaft im Ruhreinzugsgebiet 1992-2005. Gemeinsam für den Gewässerschutz. Gevelsberg: AWWR.
- Bach, M. et al. (2001): Input pathways and river load of pesticides in Germany. – A national scale modeling assessment. *Water Science and Technology* 43.
- Bach und Frede 2005, in: Gutser 2006 Bilanzierung von Stickstoffflüssen im landwirtschaftlichen Betrieb zur Bewertung und Optimierung von Düngungsstrategien. *Acta agriculturae Slovenica*. 87 – 1, April 2006.
- Bach M., Frede, H.G. und Breuer, L. (2003): Einfluss der Landnutzung auf die Wasserqualität. *Petermanns Geograph. Mittlg.* 147(2003/6), S. 42-51.
- Bach, M. et al. (2006): Evaluierung der Kooperationen zwischen Land- und Wasserwirtschaft in Hessen. Wiesbaden.
- Bach, M. et al. (2007): Wirksamkeit und Kosten von Kooperationen zur grundwasserschonenden Landbewirtschaftung in Hessen. In: *GWF Wasser Abwasser*. Heft 148 (2007) Nr.5. S. 358-363.
- Bastian, O. und Lütz, M. (2004): Entwicklung lokaler Agrarumweltprogramme in Europa als Grundlage einer leistungs- und ergebnisorientierten Honorierung. In: *Schriftenreihe der Deutschen Landeskulturgesellschaft (DLKG)* Heft 2/2004. *Agrarumweltprogramme in Deutschland und Klimawandel – lokale Auswirkung auf Landnutzung und Landeskultur*. S. 8-23. In: http://www.zalf.de/home_zalf/sites/dlkg/schrift/heft2.pdf, 17.07.07.
- BAW - Bundesamt für Wasserwirtschaft; wpa - wpa Beratende Ingenieure (2007a): Bereich diffuse Einträge aus der Landwirtschaft. In: http://www.dafne.at/homepage/inc/download/get_publication.php?DAF_REPORT_ATTACHMENT_ID=853, 31.05.2007.
- BAW - Bundesamt für Wasserwirtschaft; wpa - wpa Beratende Ingenieure (2007b): Entwurf Maßnahmenkatalog - Belastung-Maßnahme-Wirkung-Kosten. In: http://www.dafne.at/homepage/inc/download/get_publication.php?DAF_REPORT_ATTACHMENT_ID=854, 31.05.2007.
- Becker, H. (1992): Reduzierung des Düngemitelesatzes – Ökonomische und ökologische Bewertung von Maßnahmen zur Reduzierung des Düngemitelesatzes. *Schriftenreihe des Bundesministers für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten – Reihe A: Angewandte Wissenschaft* Heft 416.
- Bente, S. et al. (2000): Kostenwirksamkeit von Maßnahmen zum Grundwasserschutz. In: *Wasser und Abfall*, 5/2000. S. 16-21.
- BLE - Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (2006): Bio – Made in Austria. In: <http://www.oekolandbau.de/haendler/marktinformationen/biomarkt-weltweit/oesterreich-stand-082006/>, 17.07.2007.
- BLW (1999): Maßnahmenplan Landwirtschaft Gewässerschutz für den Bodenseeraum 1999. Im Auftrag der Kommission Umwelt. Erarbeitet durch die Arbeitsgruppe Landwirtschaft/ Gewässerschutz. In Zusammenarbeit mit der IFKB.
- BMELV - Bundesumweltministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2006): Die EU-Agrarreform – Umsetzung in Deutschland.
- BMELV - Bundesumweltministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2007a): Handelsdüngerabsatz von Stickstoff und Phosphat rückläufig - Anstieg bei Kali und Kalk. In: <http://www.bmelv-statistik.de/data/000A4D0A038C17178BBF6521C0A8D816.0.pdf>, 02.11.2007.
- BMELV - Bundesumweltministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2007b): Ökobarometer 2007 – Repräsentative Bevölkerungsbefragung. In: http://www.oekolandbau.de/fileadmin/redaktion/dokumente/journalisten/publikationen/OEkobarometer_07.pdf, 17.07.2007.

- BMELV - Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2007c): Nationale Rahmenregelung der Bundesrepublik Deutschland für die Entwicklung ländlicher Räume nach Artikel 15 Absatz 3 der Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums (ELER) mit gemeinsamen Bestandteilen der regionalen Programme der deutschen Bundesländer auf der Grundlage von Maßnahmen der Gemeinschaftsaufgabe „Verbesserung der Agrarstruktur und des Küstenschutzes“ (GAK).
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1998): Pressearchiv Mit dem Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogrammes neue Etappe in der Umweltpolitik eingeleitet. 28.04.1998. In: http://www.bmu.de/pressearchiv/13_legislaturperiode-/pm/675.php. 10.07.2007.
- BMU - Bundesumweltministerium (2004): Bericht der Bundesrepublik Deutschland gemäß Artikel 10 der Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. In: http://www.bmu.de-/files/pdfs/allgemein/application/pdf/nitratbericht_2004.pdf. 22.01.2007.
- BMU - Bundesumweltministerium (2006a): Nationaler Strategieplan der Bundesrepublik Deutschland für die Entwicklung ländlicher Räume 2007-2013.
- BMU - Bundesumweltministerium (2006b): Eckpunktetapier: Neufassung der Klärschlammverordnung Ressourcen nutzen - Böden schonen. Klärschlamm-Expertentagung über Ziele und Inhalte einer Novelle der Klärschlammverordnung am 6./7. Dezember 2006 im BMU.
- BMU - Bundesumweltministerium und UBA - Umweltbundesamt (2004): Umweltpolitik – Die Wasser-rahmenrichtlinie – Neues Fundament für den Gewässerschutz in Europa. Berlin.
- BMU - Bundesumweltministerium und UBA - Umweltbundesamt (2005): Umweltpolitik – Die Wasser-rahmenrichtlinie – Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland.
- BMU - Bundesumweltministerium und UBA - Umweltbundesamt (2006): Umweltpolitik – Wasser-wirtschaft in Deutschland – Teil 1 - Grundlagen. Berlin.
- Boese, Lothar 2006: Anbau von Getreide für die Bioethanolproduktion. Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau Sachsen-Anhalt
- Böhm, E. et al. (1999): Böhm et al. (1999): Maßnahmenplan Nachhaltige Wasserwirtschaft – Handlungsschwerpunkte für einen zukunftsorientierten Umgang mit Wasser in Deutschland. Texte 25/99. Berlin.
- Böhm, E. et al. (2002): Kostenwirksamkeitsanalyse von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz. In: Umweltbundesamt (UBA). Texte 12/02. Berlin.
- Borchardt D. et al. (2006): Vorgehen und Methoden bei der Bestandsaufnahme nach Artikel 5 der Wasser-rahmenrichtlinie in Deutschland. In: UBA-Texte 30/06.
- Braathen N.-A. et al. (2005): Manure policy and minas: regulating nitrogen and phosphorus surpluses in agriculture of the Netherlands. OECD . Paris
- Bundesregierung (2002): Perspektiven für Deutschland – Unsere Strategie für eine Nachhaltige Entwicklung. In: http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/nachhaltig-keit_strategie.pdf, 17.07.2007.
- Bundesregierung (2007): Antwort der Bundesregierung auf eine kleine Anfrage von BÜNDNIS 90/GRÜNE zum Thema Grünland in Deutschland, Berlin.
- Buschhüter, F. et al. (2004): Wasserrahmenrichtlinie in NRW – Bestandsaufnahme Ergebnisbericht Niers, Schwalm und nördliche sonstige Maaszuflüsse. Bearbeitungsgebiet Maas-Deutschland (Nord). Ministerium für Umwelt, und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW.
- Carius, A. et al (1999): Auswertung der OECD-Länderprüfberichte zur Umweltpolitik von Frankreich, Großbritannien, Italien, Japan, Kanada, Niederlande, Schweden und USA. In: <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-k/k1709.pdf>, 24.07.07.

- Choudhury, K. et al. (2007): Anpassungsstrategien bei Bodennutzungssystemen an den Klimawandel. FKZ 20671202. Bericht im Druck. Dessau: Umweltbundesamt.
- Dahlmann, C. (2007): Misanbau von Getreide mit Körnerleguminosen im Ökologischen Landbau. In: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Jena (Hrsg.): Thüringer Ökologischer Landbau - Fachtagung 2007, Schwerpunkt Pflanzenbau, Tagungsband Jena, 23. Januar 2007, S. 21 - 26
- DBV - Deutscher Bauernverband (2007): Aussetzung der Flächenstilllegung ein richtiger Schritt. In: <http://www.bauernverband.de/index.php?redid=188229>, 24.10.2007
- Deutsche Vernetzungsstelle LEADER+ (o.J.): Förderperiode 2007 - 2013: ELER in den Ländern. In: <http://www.leaderplus.de/index.cfm/00024F0A126E15638B1A6521C0A8D816>, 15.04.2008.
- Deutsche Vernetzungsstelle LEADER (2008). Bund und Länder. In: <http://www.leaderplus.de>, 5.4.2008.
- Dördelmann, O. und Stetter, D. (2005): Nitrat entfernen. In: UmweltMagazin, Jg. 35, H. 3, S. 16–19.
- Dreesmann, J. (2002): Kooperation zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft - Beispiel Niedersachsen. In: Cooperative Agreements in Agriculture as an instrument to improve the economic efficiency and environmental effectiveness of the European Union Water Policy. Workshop 2: Cooperation between farmers and water suppliers in the EU 10-12 April 2002, Harenberg City Center, Dortmund, Germany. Workshop Report.
- EEB - European Environmental Bureau und Breyer, H. (2001): Handbuch zur EU-Wasserpolitik im Zeichen der Wasser-Rahmenrichtlinie. In: <http://www.eeb.org/publication/2001/Handbuch-EU-Wasserpolitik-2001.pdf>, 20.02.2007.
- Europäische Kommission (1986): Richtlinie 86/278/EWG des Rates vom 12. Juni 1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft.
- Europäische Kommission (1991): Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. In: http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/rl_nitrat_91676ewg.pdf, 05.02.2007.
- Europäische Kommission (2000): Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. In: http://europa.eu.int/eur-lex/de/consleg/pdf/2000/de_2000L0060_do_001.pdf, 05.02.2007.
- Europäische Kommission (2002a): Bericht der Kommission vom 17. Juli 2002 über die Durchführung der Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen - Zusammenfassung der Berichte der Mitgliedstaaten für das Jahr 2000 KOM(2002) 407 endg.
- Europäische Kommission (2002b): Decision No 1600/2002/EC of the European Parliament and of the Council of 22 July 2002 - laying down the Sixth Community Environment Action Programme. In: http://europa.eu/eur-lex/pri/en/oj/dat/2002/l_242/l_24220020910en00010015.pdf, 4.1.2007.
- Europäische Kommission (2003): Entwurf: Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung. In: www.bund.net/lab/reddot2/pdf/eu_hochwasser_09_06.pdf, 26.1.2008.
- Europäische Kommission (2006): Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über die Bewertung und Bekämpfung von Hochwasser. In: http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/de/com/2006/com2006_0015de01.pdf, 15.10.2007.
- Europäische Kommission (2007a). Bericht der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament zur Durchführung der Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen für den Zeitraum 2000-2003. [KOM(2007) 120 endgültig- nicht im Amtsblatt veröffentlicht].

- Europäische Kommission (2007b): Bericht der Kommission vom 19. März 2007 über die Durchführung der Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen im Zeitraum 2000-2003 [KOM(2007) 120 endg. - nicht im Amtsblatt veröffentlicht]. In: Europäische Kommission (2007e): Nitratverschmutzung durch die Landwirtschaft. Zusammenfassung der Gesetzgebung. <http://europa.eu/scadplus/leg/de/lvb/l28013.htm>, 14.12.2007.
- Europäische Kommission (2007c): Commission staff working Dokument, Accompanying document to the Communication from the Commission to the European Parliament and the Council, 'Towards Sustainable Water Management in the European Union', First stage in the implementation of the Water Framework Directive 2000/60/EC. In: http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/implrep2007/pdf/sec_2007_0362_en.pdf, 13.08.07.
- Europäische Kommission (2007d): Europäische Kommission erstellt Atlas über das Ausmaß der Nährstoffbelastung in Europa. Reference: IP/07/576 vom 26/04/2007. Brüssel, den 26. April 2007. In: <http://europa.eu/rapid/pressReleasesAction.do?reference=IP/07/576&format=HTML&aged=0&language=DE&guiLanguage=en>, 12.12.2007.
- Europäische Kommission (2007e): Nitratverschmutzung durch die Landwirtschaft. Zusammenfassung der Gesetzgebung. <http://europa.eu/scadplus/leg/de/lvb/l28013.htm>, 14.12.2007.
- Europäische Kommission (2007f): Vorbereitung auf den „GAP-Gesundheitscheck. Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament. Brüssel, den 20.11.2007. KOM(2007) 722 endgültig.
- Europäische Kommission (2008): Vorschlag für eine Verordnung des Rates mit gemeinsamen Regeln für die Direktzahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe. KOM (2008) 306/4. Brüssel.
- Europäischer Rat (2006): Beschluss des Rates vom 20. Februar 2006 über strategische Leitlinien der Gemeinschaft für die Entwicklung des ländlichen Raums (Programmplanungszeitraum 2007-2013).
- Eurostat (1999): Landwirtschaft, Umwelt, ländliche Entwicklung: Zahlen und Fakten - Herausforderungen für die Landwirtschaft. http://ec.europa.eu/agriculture/envir/report/de/nitro_de/report.htm, 20.03.2008.
- Fälsch, M. (2007): Technische Verfahren zur Reduzierung von Nitrat im Grundwasser zur Trinkwassergewinnung, Leipzig.
- Flussgebietsgemeinschaft Elbe (FGG-Elbe) (2005): Zusammenfassender Bericht der Flussgebietsgemeinschaft Elbe über die Analysen nach Artikel 5 der Richtlinie 2000/60/EG (A-Bericht). In: http://fgg-elbe.de/pdf/a-bericht_national_fge_elbe.pdf, 08.02.2006.
- Flaig, H et al. (2002): Umsetzungsdefizite bei der Reduzierung der Nitratbelastung des Grundwassers – Materialienband. Stuttgart. S. 71. In: http://elib.uni-stuttgart.de/opus/front-door.php?source_opus=1814, 10.07.2007.
- Forum Trinkwasser (2006): Daten und Fakten. Versorgung / Gebrauch. In: http://forum-trinkwasser.de/datenundfakten/versorgung_gebrauch.html, 02.11.2007.
- Frede, H.-G. und Dabbert, S. (Hrsg.) (1998): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Landberg.
- Görlach, B. und Interwies, E. (2004): Die Ermittlung von Umwelt- und Ressourcenkosten nach Wasserrahmenrichtlinie: die Situation in Deutschland – Endbericht. In: http://www.ecologic.de/download/projekte/1950-1999/1970-01/urk_deutschland.pdf, 15.08.07.
- Görlach, B. und Interwies, E. (2005): Was ist Wasser wert? Die Ermittlung von Umwelt- und Ressourcenkosten nach der Wasserrahmenrichtlinie, Ökologisches Wirtschaften, 2/2005, S.33-34.
- Gramel, S. et al. (2002): Kooperationen zum Grundwasserschutz zwischen Landwirtschaft und Wasserversorgung in Hessen – Wirkung und Kosten. In: Landnutzung und Landentwicklung Heft 3/2002. S. 103-107.

- Gutser, R. (2006): Bilanzierung von Stickstoffflüssen im landwirtschaftlichen Betrieb zur Bewertung und Optimierung von Düngungsstrategien. *Acta agriculturae Slovenica*. 87 – 1, April 2006.
- Hansen, B. et al. (2001): Review – Approaches to assess the environmental impact of organic farming with particular regard to Denmark. In: http://www.sciencedirect.com/science?_ob=MImg&_imagekey=B6T3Y-4227H1G-2-6&_cdi=4959&_user=1467461&_orig=search&_coverDate=01%2F31%2F2001&_sk=999169998&view=c&wchp=dGLbVlb-zSkWz&md5=bb6e1225cad576a05dc2b0871bb04e5c&ie=/sdartic-le.pdf. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83 (2001), S. 11-26.
- Hell, F. et al. (1998): Experience with full-scale electrodialysis for nitrate and hardness removal. In: *Desalination*, Jg. 117, H. 1-3, S. 173–180.
- Herbke, N. Dworak T. Karaczun Z. (2006): WFD and Agriculture: Linkages at the EU Level: Analysis of the Policy and Legal Linkages between CAP and WFD. Berlin: Ecologic.
- HMULV - Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz (2006b), Nachhaltige Umweltpolitik in Hessen, Zwischenbilanz des hessischen Ministeriums für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz für die Legislaturperiode 2003-2008.
- Holländer, R. et al. (2007): Vorlesung Umweltmanagement 2: Ressourcenmanagement. Einführung 30. April 2007. Lehrstuhl Umweltmanagement und Umwelttechnik der Universität Leipzig.
- Höll, W. (2006): Methoden zur Nitratentfernung - Stand der Technik. In: *bbr Fachmagazin für Brunnen- und Leitungsbau*, Jg. 57, H. 1, S. 68–77.
- Holtmeier, E-L. (1997): Development of European Water Legislation. In: Ministry for Environment, Spatial Planning and Agriculture of North Rhine-Westphalia (ed.): *Environmental Protection in Europe as well as on the Federal and State Level – Conference Proceedings*.
- IKSO - Internationale Kommission zum Schutz der Oder (2005): Internationale Flussgebietseinheit Oder – Merkmale der Flussgebietseinheit, Überprüfung der Umweltauswirkungen menschlicher Tätigkeiten und wirtschaftliche Analyse der Wassernutzung – Bericht an die Kommission. In: <http://www.mkoo.pl/gfx/pdf/platforma/Raport%202005/2103/Bericht%202005%20-%2021032005.pdf>, 08.02.2007.
- IMK - Internationale Maasskommission (2005): Internationale Flussgebietseinheit Maas, Merkmale, Überprüfung der Umweltauswirkungen menschlicher Tätigkeiten und wirtschaftliche Analyse der Wassernutzung. In: http://www.cipm-icbm.be/tempFiles/495221763_0.19302/Version%204%200%20DE_23032005_4Mb.pdf, 15.2.2006.
- Interwies, E. et al. (2004): Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie – Handbuch. UBA-Texte 02/04.
- Jacobsen, B. H.; Abildtrup, J. und Ørum, J. E. (2005): Reducing Nutrient losses in Europe and Implications for Farming - in the Light of the Water Framework Directive. (15th Congress - Developing Entrepreneurship Abilities to Feed the World in a Sustainable Way).
- Jäger, A. et al. (2004): Modellgestützte Analyse des ökologischen Landbaus als Instrument des Wasserschutzes. 1/2004. S. 55-62.
- Jedlitschka, J. und Schmedtja, U. (2006): Maßnahmenprogramm nach WRRL – Erste Überlegungen in Bayern. In: *Wasser und Abfall* 5/2006. S. 13.
- Kaltschmitt, M. und H. Hartmann (2001) *Energie aus Biomasse. Grundlagen, Techniken und Verfahren*. Springer Verlag. Berlin – Heidelberg.
- Kiefer, J. (2003) : Die EU-Agrarreform – eine Chance für den Gewässerschutz. *TZW aktuell*, Ausgabe 12.
- Klauer, B., et al. (2007): Verhältnismäßigkeit der Maßnahmenkosten im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie –komplementäre Kriterien zur Kosten-Nutzen-Analyse. Abschlussbericht des Forschungsvorhabens Nr. AR 1.05 im Auftrag der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 15. März 2007, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Leipzig, 99 S.

- Knickel, K. et al. (2001): Naturschutz und Landwirtschaft: Kriterienkatalog zur „Guten fachlichen Praxis“. Schriftenreihe für Angewandte Landschaftsökologie 41.
- Köck, W. und Unnerstall, H. (2004): Rechtliche Umsetzung der WRRL in Bund und Ländern. In: Rumm, P. et al. 2006: Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie – Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung, 2.Aufl., Berlin. S. 27-44.
- Landwirtschaftskammer Niedersachsen (2006): Einhaltung von Cross Compliance Kriterien als Bestandteil der Umsetzung der Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Oldenburg.
- Lange, U. (2003): Recommendation for a coordinated Implementation of the European Water Protection Legislation and the Common Agriculture Policy. In: http://www.ucd.ie/dipcon/docs/-theme12/theme12_05.PDF, 4.1.2007.
- Lange, U. et al. (2006): Evaluation of policy measures and methods to reduce diffuse pollution - (Evaluation von Politikansätzen und Maßnahmen zur Reduzierung diffuser Gewässerbelastungen), UBA Texte 25/06, Dessau.
- LAWA - Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2003): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. In: http://www.lawa.de/pub/kostenlos/wrrl/Arbeitshilfe_30-04-2003.pdf, 15.08.07.
- Lebensministerium (2000): EU launches new water policy. Aqua press international, 5/2000.
- Lepper, H. und Lessig, U (2007): Nitrat im Trinkwasser. Bayerisches Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (LGL), http://www.lgl.bayern.de/lebensmittel/trinkwasser_nitrat.htm, 15.10.2007.
- LfL - Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (2004): Zwischenfruchtanbau und Mulchsaat als Erosionsschutz. 3. Kulturlandschaftstag am 1.4.2004 in Landshut-Schönbrunn des Institutes für Agrarökologie, Ökologischen Landbau und Bodenschutz. Schriftenreihe 2/2004. Freising: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft.
- LfL - Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, TUM – Technische Universität München und LfW 2004: Nährstoffbelastungen der Gewässer durch die Landwirtschaft - Methoden zur Abschätzung – Möglichkeiten zur Reduzierung in Schule und Beratung, Heft12/04, Herausgeber: Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten.
- LfW - Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft (o.J.): Die europäische Wasserrahmenrichtlinie und ihre Umsetzung in Bayern. In: http://www.wasserrahmenrichtlinie.bayern.de/wrrl_live/dokukategorien/dokumanagement/psfile/docfile/43/Standardvo40feba879b5d.pdf, 10.8.2007.
- Lipp, P. (2004): Erfahrungen mit Nanofiltration und Umkehrosmose. Membrantage Kassel, 22.-24.06.2004. Veranstaltung vom 24.06.2004.
- Lipp, P.; Baldauf, G. und Kühn, W. (2005): Membranfiltrationsverfahren in der Trinkwasseraufbereitung - Leistung und Grenzen. In: Das Gas- und Wasserfach GWF - Wasser/Abwasser, Jg. 146, H. 13, S. 50–61.
- Lorenzen, H. (2006): Brüssel bestellt das falsche Feld. In: politische ökologie 102/103 – 2006. Grünbuch Europa, Von nachhaltigen Visionen und umweltpolitischen Realitäten. S. 52-56.
- Meyer, M. (2004): Quantifizierung der Verwaltungskosten bei landwirtschaftlichen Direktzahlungen, Masterarbeit am Institut für Agrarökonomie der Universität Göttingen – unveröffentlicht.
- MLUR - Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein (2004a): Flussgebiet Eider – Bericht über die Analyse nach Artikel 5 der Richtlinie 2000/60/EG. In: http://www.wasser.sh/de/fachinformation/daten/nps/berichte_kommission/fge_eider/b-bericht_fge_eider.pdf, 29.1.2007.
- MLUR - Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein (2004b): Flussgebietseinheit Schlei/ Trave – Bericht über die Analysen nach Artikel 5 der Richtlinie 2000/60/EG. In: http://www.wasser.sh/de/fachinformation/daten/nps/berichte_kommission/fge_schlei_trave/b_bericht_schlei_trave.pdf, 02.08.2007.

- Moeller, C. (2004): Impact and Cost-Efficiency of Alternative Policy Measures to Reduce Diffuse Pollution Caused by Agriculture (FAA, Bonn). In: UBA-Texte 25/06: Evaluation of policy measures and methods to reduce diffuse water pollution. S. 83-119.
- Moss, T. (1999): Die EU-Wasserrahmenrichtlinie als Beispiel eines Institutionenwandels: Forschungsbedarf und Erklärungsansätze aus politik- und raumwissenschaftlicher Sicht, in Horsch, H., Messner, F., Kabisch, S. und Rode, M. (Hrsg.) Flußeinzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie. Konfliktbewertung und Lösungsansätze. UFZ-Bericht Nr.30/1999, Leipzig, S.137-146.
- MUNLV NRW - Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (o.J.): Steuerungsgruppe. In: http://www.apug.nrw.de/inhalte/orga_struktur.htm, 04.04.2008.
- Nabu - Naturschutzbund Deutschland e.V. (2004): Ökologische Finanzreform in der Landwirtschaft – Situation, Bewertung und Handlungsempfehlung. In: <http://www.foes.de/de/downloads/tagung-vilm2005/StudieFinanzreform-Landwirtschaft.pdf?PHPSESSID=c4d8205ff1bc7034c53d7ab610a91dbe>, 24.07.07.
- NI MU und NLÖ – Niedersächsisches Umweltministerium und Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (2002): 10 Jahre Trinkwasserschutz in Niedersachsen Modell der Kooperation zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft.
- Nitsch, H. und Osterburg, B. (2007): Umsetzung von Cross Compliance in verschiedenen Mitgliedsstaaten. Bericht im Auftrag des BMELV. Arbeitsberichte des Bereichs Agrarökonomie. 04/2007. Braunschweig: FAL.
- Nitsch, H.; Osterburg, B.; von Buttlar, C. und von Buttlar, H.-B. (2008): Aspekte des Gewässerschutzes beim Anbau von Energiepflanzen. Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie, 3/2008. Braunschweig.
- Nitsch, H. et al. (2008): Aspekte des Gewässerschutzes und der Gewässernutzung beim NAbau von Energiepflanzen. Ergebnisse eines Forschungs-
- vorhabens im Auftrag des Umweltbundesamtes. Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie. 03/2008. Braunschweig. vTI.
- NLWKN - Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (o.J.): Praxistaugliche Projekte für den Gewässerschutz entwickeln. In: http://www.nlwkn.niedersachsen.de/master/C19122770_N18858551_L20_D0_I5231158.html, 04.04.2008.
- Nolte, L. und Osterburg, B. (2006): Beiträge ländlicher Entwicklungsprogramme zur Reduzierung diffuser Gewässerbelastungen aus der Landwirtschaft am Beispiel Niedersachsen, Wasser und Abfall, 7-8, S. 16-22.
- Nolte, L. (2007): Niedersächsisches Umweltministerium, persönliche Mitteilung, 08.06.2007.
- Odenkirchen, G. (2006): Tochterrichtlinie Grundwasser. Düsseldorf: Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz.
- Osterburg, B. (2002): Ausgestaltung der Agrarumweltpolitik zur Umsetzung der WRRL unter besonderer Berücksichtigung der Fördermöglichkeiten im Rahmen der EU Agrarpolitik. In: Alfred Toepfer Akademie Wasserrahmenrichtlinie und Naturschutz (2002): Wasserrahmenrichtlinie und Naturschutz. NNA Berichte, 15. Jg., Heft 2, 2002. S. 112-121.
- Osterburg, B. et al. (2007): Kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen nach Wasserrahmenrichtlinie zur Nitratreduktion in Landwirtschaft. In: Osterburg B. und Runge, T. (2007) Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen eine wasser-schutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: http://www.fal.de/nn_792590/SharedDocs/00_FAL/DE/Publikationen/Landbauforschung_Sonderheft/lbf_sh_307,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/lbf_sh_307.pdf, Braunschweig. S. 3-156.
- Osterburg, B. (2007): persönliche Mitteilung im Rahmen eines Expertentreffens zum Projekt „Gewässerbelastungen durch Nitrat – Trends, Maßnahmen und Kosten“, 21.11.2007.

- Oltmer, K. (2002): Das Niedersächsische Kooperationsmodell im Vergleich – Erfahrungen aus anderen EU-Ländern. In: Niedersächsisches Umweltministerium, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (Hg) (2002): 10 Jahre Trinkwasserschutz in Niedersachsen – Modell der Kooperation zwischen Landwirtschaft und Wasserwirtschaft. Hannover/ Holzminden. S. 31-35.
In: http://www.landkreis-holzminden.de/pics/medien/1_1124700646/Trinkwasserschutz_Nds._2001.pdf, 10.07.2007.
- OOWV - Oldenburgisch-Ostfriesischer Wasserverband (Hg.) (2006): Nachhaltige Grundwasserbewirtschaftung. Praxishandbuch zur Reduzierung landwirtschaftlicher Einflüsse auf die Grundwasserqualität. 1. Aufl. Oldenburg
- Overath, H. (2000): Stand der Technologie zur Nitratentfernung im Trinkwasserbereich. In: Wasserchemische Gesellschaft, Fachgruppe i.d. Gesellschaft Deutscher Chemiker (Hg.): Vom Wasser. 94. Band 2000. Weinheim [u.a.]: Wiley-VCH (Vom Wasser, 94), S. 267–289.
- Palm, N.J. (2006): Beitrag zur Erweiterung des Einsatzes ökonomischer Instrumente im Rahmen einer gesamtheitlichen Flussgebietsbewirtschaftung, Aachen.
- Piörr, H.P. (2007): mündliche Mitteilung. Fachhochschule Eberswalde, Fachbereich: Landschaftsnutzung und Naturschutz, Fachgebiet: Agrarische Landnutzung.
- Plachter, H. et al. (2005): Methoden zur naturschutzfachlichen Konkretisierung der „Guten fachlichen Praxis“ in der Landwirtschaft. Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben (FKZ 800 88 001) des Bundesamtes für Naturschutz. Naturschutz und Biologische Vielfalt 7. Bonn: Bundesamt für Naturschutz.
- Pohlert, T. (2006) Modellierung des Stickstoffhaushaltes für den Gewässerschutz mittelgroßer Flusseinzugsgebiete. Kumulativ-Dissertation. Justus-Liebig-Universität Gießen.
- Pott, R. (2004): Grund- und Trinkwasser. Zusammenfassende Stellungnahme. Akademie zur Förderung traditioneller europäischer Pflanzen für Ernährung und Medizin. Dr. Pandalis Stiftung.
- Rautenbach, R. et al. (1986): Prozeßvergleich von Umkehrosmose und Elektrodialyse am Beispiel der Nitrat-Entfernung aus Grundwässern. In: Chemie Ingenieur Technik, Jg. 58, H. 12, S. 938–945.
- Reinhardt, M (2007): EG-Wasserrahmenrichtlinie – Umsetzung und aktuelle Fragen. In: KA – Wasser, Abfall 2007 (54) Nr. 7. S. 714-720
- Reining, E.; Bachinger, J. und Stein-Bachinger, K. (1999): Verfahren zur Abschätzung der symbiontisch fixierten N-Menge von Futter- und Körnerleguminosen als Grundlage von Planungswerkzeugen zur schlag- und fruchtfolgebezogenen N-Bilanzierung. In: H. Hoffmann and S. Müller [Eds.]. Beiträge zur 5. Wissenschaftstagung zum Ökologischen Landbau „Vom Rand zur Mitte“ : 23.-25. Februar 1999 in Berlin. S. 230-233.
- Rögele, M. (2005): Einsatz des CARIX-Verfahrens zur Zentralen Trinkwasserenthärtung. Erfahrungsbericht der GELSENWASSER AG. In: Das Gas- und Wasserfach GWF - Wasser/Abwasser, Jg. 146, H. 4, S. 340–349.
- Rohmann, U. und Sontheimer, H. (1985): Nitrat im Grundwasser - Ursache, Bedeutung, Lösungswege. Karlsruhe.
- Schäfer, T.; Gaulke, A. und Bender, M. (2007): Gewässerschonende Landwirtschaft in den Wasserschutzgebieten Leipzigs. In: Steckbriefe zur WRRL-Umsetzung. In: http://www.wrrl-info.de/docs/wrrl_steckbrief_canitz.pdf, 2.11.2007.
- Schäfer, W. und Wendland, F. (2005): Integriertes Monitoring des chemischen Zustands des Grundwassers. Sachstand und Ergebnisse des Vorprojekts. Forschungszentrum Jülich.
- Schleef, K.-H. (1999): Auswirkungen von Stickstoffminderungspolitiken. Modellgestützte Abschätzung der betrieblichen Auswirkungen von Politiken zur Verringerung von Stickstoffüberschüssen aus der Landwirtschaft. Schriftenreihe des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten - Reihe A: Angewandte Wissenschaft Heft 482.

- Schmidt, M. et al. (2007): Bewertung der ökologischen Wirksamkeit und Eignung von technisch-organisatorischen Wasserschutzmaßnahmen in der Landwirtschaft. In: Osterburg B. und Runge, T. (2007) Maßnahmen zur Reduzierung von Stickstoffeinträgen eine wasserschutzorientierte Landwirtschaft zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: http://www.fal.de/nn_792590/SharedDocs/00_FAL/DE/Publikationen/Landbauforschung_Sonderheft/lbf_sh_307,templateId=raw,property=publicationFile.pdf/lbf_sh_307.pdf, Braunschweig, S. 157-128.
- Schneider, K.; Nolte, J. und Urban, F. (2006): Auslegung, Umsetzung und Betrieb einer Nanofiltrationsanlage mit Antiscalant. In: bbr Fachmagazin für Brunnen- und Leitungsbau, Jg. 57, H. 6, S. 53–59.
- Schultheiß, U. et al. (2003): Effects of Water Protection Measures on the Profitability of Farms. In: http://www.ucd.ie/dipcon/docs/theme12/theme12_03.PDF. 15.05.2007.
- Seitz, O. (2007): Landwirtschaftskammer Niedersachsen, persönliche Mitteilung, 12.04.2007.
- SRU - Sachverständigenrat für Umweltfragen (2007): Klimaschutz durch Biomasse. In: http://www.umweltrat.de/02gutach/download02/sonderg/SG_Biomasse_2007_Hausdruck.pdf, 28.10.2007.
- StmUGV - Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz; UmBW – Umweltministerium Baden-Württemberg (2005): Bericht zur Bestandsaufnahme für das Deutsche Donaugebiet. In: http://www.wasserrahmenrichtlinie.bayern.de/wrrl_live/doku-kategorien/dokumanagement/psfile/docfile/39/Bericht_B_423984b309736.pdf, 08.02.2007.
- UBA 2004: Nitratempfehlung des Umweltbundesamtes. In: <http://www.umweltdaten.de/medien/nitratempfehlung-2004.pdf>
- UBA - Umweltbundesamt (2005): Nitratgehalt im Grundwasser. In: <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/grundwasser/nigehalt.htm>, 17.03.2007.
- UBA 2006: Wasser, Trinkwasser und Gewässerschutz. In: <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/grundwasser.htm>.
- VDLUFA 2007: Nährstoffbilanzierung im landwirtschaftlichen Betrieb. Standpunkt. Speyer 21. Juni 2007.
- Vetter, H. und Steffens G. (1983): Stickstoffverlagerungen nach Gülledüngung mit und ohne Zwischenfruchtanbau. – VDLUFA-Kongressband 1983, Sonderheft 40, S. 354-362.
- Wasserclick (2004): Wasserrahmenrichtlinie: Vertragsverletzungsverfahren gegen Deutschland? In: http://www.water-click.de/viewfull.cfm?ObjectID=0BECDEA4-22D8-4E5D-B660B90581B920DA&backurl=w_flussgebiete.cfm&cm=E498B6BB-6791-41A9-9BB9242103AACCB7&ppg=false, 09.11.2007.
- Weigelt, R. (2002): Wasseraufbereitung. Entfernen von Stickstoffverbindungen. In: Mutschmann, J. und F. Stimmelmayer (Hg.): Taschenbuch der Wasserversorgung. 13. Aufl. Braunschweig, Wiesbaden: Vieweg, S. 254–260.
- WWF - World Wide Fund for Nature; EEB - European Environmental Bureau (2006): Complaint to the European Commission concerning failure of Austria, Belgium, Denmark, Estonia, Finland, Germany, Hungary, Ireland, Poland, Sweden and The Netherlands to comply with the provisions of the EU Water Framework Directive 2000/60/EC (“WFD”) Article 5 §1. 17. Juli 2006. Verfügbar unter: www.eeb.org.

Gesetze, Richtlinien und Verordnungen

Europäische Gemeinschaft

Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 26. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpoltik.

Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung.

Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken.

Richtlinie 86/278/EWG des Rates vom 12. Juni 1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft.

Richtlinie 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen.

Verordnung (EG) Nr. 1107/2007 des Rates vom 26. September 2007 zur Abweichung von der Verordnung (EG) Nr. 1782/2003 mit gemeinsamen Regeln für Direktzahlungen im Rahmen der gemeinsamen Agrarpolitik und mit bestimmten Stützungsregelungen für Inhaber landwirtschaftlicher Betriebe hinsichtlich der Flächenstilllegung für das Jahr 2008. Amtsblatt der Europäischen Union L 253/1.

Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER).

Deutschland

Direktzahlungen-Verpflichtungengesetz (DirektZahlVerpflG) Gesetz zur Regelung der Einhaltung anderweitiger Verpflichtungen durch Landwirte im Rahmen gemeinschaftsrechtlicher Vorschriften über Direktzahlungen vom 21. Juli 2004.

Direktzahlungen-Verpflichtungenverordnung (DirektZahlVerpflV). Stand: Zuletzt geändert durch Art. 3 V v. 4.4.2007 I 489.

Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung - DüV) in der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 221).

Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten (Bundes-Bodenschutzgesetz - BBodSchG). Bundesgesetzblatt I 1998, 502 Vom 17. März 1998.

Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG) vom 25. März 2002 (BGBl. I S. 1193), zuletzt geändert durch Artikel 3 des Gesetzes vom 10. Mai 2007 (BGBl. I S. 666)“.

Gesetz über die Erhebung eines Entgeltes für die Entnahme von Wasser aus Gewässern (Wasserentnahmeentgeltgesetz des Landes Nordrhein-Westfalen).

Trinkwasserverordnung vom 21. Mai 2001 (BGBl. I S. 959), geändert durch Artikel 363 der Verordnung vom 31. Oktober 2006 (BGBl. I S. 2407)“ Stand: Geändert durch Art. 363 V v. 31.10.2006 I 2407.

Abkürzungsverzeichnis

AWWR	Arbeitsgemeinschaft an der Ruhr
ARV	Arbeitsgemeinschaft der Rheinwasserwerke e.V.
B	Berlin
BAT	Best available technology (Beste verfügbare Technik)
BAW	Bundesamt für Wasserwirtschaft Österreich
BayZal	Bayerischen Zukunftsprogramm Agrarwirtschaft und ländlicher Raum
BB	Brandenburg
BLE	Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung
BMELV	Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BW	Baden-Württemberg
BY	Bayern
CH ₄	Methan
EAP	Environmental Action Programm (Umweltaktionsprogramm)
EG	Europäische Gemeinschaft
ELER	Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums
EPLR	Entwicklungsplan für den ländlichen Raum des Landes Hessen
EU	Europäische Union
EuGH	Europäischer Gerichtshof
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
FAL	Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft
FGG-Elbe	Flussgebietsgemeinschaft Elbe
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
GLP	Gute fachliche Praxis in der Landwirtschaft
GWF	Gas- und Wasserfach
Ha	Hektar
HB	Bremen
HE	Hessen
HFF	Hauptfutterfläche
HH	Hamburg
HIAP	Hessische Integrierten Agrarumweltprogramm
HMWB	Heavily modified waterbodies
IKS	Internationale Flussgebietskommission
IKSO	Internationale Kommission zum Schutz der Oder
IMK	Internationale Maaskommission
IVU-Richtlinie	Richtlinie über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung
KULAP	Kulturlandschaftsprogramm
LAWA	Bund/ Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LBEG	Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie
MEKA	Marktentlastungs- und Kulturlandschaftsausgleich
MEPL	Maßnahmen- und Entwicklungsplan Ländlicher Raum Baden-Württemberg

MLUR	Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein
MSL	Markt- und standortangepassten Landbewirtschaftung
MV	Mecklenburg-Vorpommern
N	Stickstoff
N ₂	Molekularer Stickstoff
N ₂ O	Stickstoffdioxid/ Lachgas
NAU/BAU	Niedersächsisches und Bremisches Agrarumweltprogramm
NI	Niedersachsen
NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
NO ₃	Nitrat
NRO	Nichtregierungsorganisation
NRW	Nordrhein-Westfalen
O-PO ₄	Ortho-Phosphat
OOWV	Oldenburgisch-Ostfriesischer Wasserverband
P	Phosphor
PROFIL	Programm zur Förderung im ländlichen Raum Niedersachsen und Bremen
PSM	Pflanzenschutzmittel
RDC	Europäischer Ausschuss für die Entwicklung des ländlichen Raums
RGV	Rauhfutterfressende Großvieheinheit
RP	Rheinland-Pfalz
SchALVO	Schutzgebiets- und Ausgleichs-Verordnung
SH	Schleswig-Holstein
SL	Saarland
SN	Sachsen
SÖL	Stiftung Ökologie und Landbau
ST	Sachsen-Anhalt
STE	Systemforschung und Technologische Entwicklung
StmUGV	Bayerisches Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz
TH	Thüringen
TrinkwV	Trinkwasserverordnung
UBA	Umweltbundesamt
UBA AT	Umweltbundesamt Österreich
UmBW	Umweltministerium Baden-Württemberg
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
VNP/EA	Vertragsnaturschutzprogramm/Erschwernisausgleich
WAgriCo	Water Resources Management in Cooperation with Agriculture
WHO	Weltgesundheitsorganisation
Wpa	Wpa beratende Ingenieure
WRG	Österreichisches Wasserrechtsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WVU	Wasserversorgungsunternehmen



Der WWF Deutschland ist Teil des World Wide Fund For Nature (WWF) - einer der größten unabhängigen Naturschutzorganisationen der Welt. Das globale Netzwerk des WWF ist in mehr als 100 Ländern aktiv. Weltweit unterstützen uns über fünf Millionen Förderer.

Der WWF will der weltweiten Naturzerstörung Einhalt gebieten und eine Zukunft gestalten, in der Mensch und Natur in Harmonie leben. Deshalb müssen wir gemeinsam

- die biologische Vielfalt der Erde bewahren,
- erneuerbare Ressourcen naturverträglich nutzen und
- die Umweltverschmutzung verringern und verschwenderischen Konsum eindämmen.

WWF Deutschland

Rebstöcker Straße 55
60326 Frankfurt am Main

Tel.: 069 / 7 91 44 - 0
Fax: 069 / 61 72 21
E-Mail: info@wwf.de

